

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales
UNLP



TRABAJO FINAL DE CARRERA

“El fósforo como macronutriente esencial para la producción agroalimentaria”

Alumno: Mutti, Matias Jose.

Legajo N°: 25431/6

DNI: 32.594.778

Correo electrónico: matimutti@hotmail.com

Telefono: 0221-15-4983763

Director: Ing. Agr. Facundo Ramos Artuso

Co-Directora: Prof. Dra. Marcela Simontacchi

**Departamento de Ciencias Biológicas, Curso de Fisiología Vegetal. INFIVE.
(UNLP-CONICET).**

Agosto de 2018

INDICE

Introducción.....	Pág. 4
1- El fósforo en el planeta.....	Pág. 6
1-1- Las reservas mundiales de fósforo.....	Pág. 6
1-1-1- La historia del P como fertilizante, su evolución.....	Pág. 6
1-1-2- Geopolítica en torno a las reservas de P mineral.....	Pág. 7
1-2- Recurso no renovable- no existe sustituto de P.....	Pág. 8
1-2-1- Tipos de reservas mundiales- Extracción minera.....	Pág. 8
1-2-2- El proceso productivo de fertilizantes fosfatados granulados.....	Pág. 9
1-2-3- Países con reservas - Exportación de P – Comercialización.....	Pág. 10
1-2-4- Predicciones sobre el agotamiento de las fuentes de P.....	Pág. 11
1-2-5- Predicciones sobre nuevas fuentes de P.....	Pág. 12
1-3- Mercado de fertilizantes y evolución de los precios, impacto del fertilizante en el MB de la producción.....	Pág. 12
1-3-1- Breve reseña histórica del mercado de fertilizantes fosforados a nivel mundial.....	Pág. 12
1-3-2- Impacto del fertilizante fosforado en el MB y la Rentabilidad.....	Pág. 13
1-4- Legislación internacional sobre el uso de fósforo.....	Pág. 15
1-4-1- Regulación del contenido de P en efluentes cloacales.....	Pág. 15
1-4-2- Prohibición del P en jabón para la ropa.....	Pág. 16
1-5- Posibles soluciones para evitar la escasez de fósforo mineral.....	Pág. 16
1-5-1- Estrategias a nivel global.....	Pág. 17
1-5-2- Estrategias en el campo.....	Pág. 17
1-5-2-1- Estrategias de reciclado y reutilización de P.....	Pág. 17
1-5-2-2- Estrategias de eficiencia de uso / ahorro de P.....	Pág. 17
1-5-3- Estrategias en la ciudad.....	Pág. 21
1-5-3-1- Estrategias de reciclado y reutilización de P.....	Pág. 21
2- El fósforo en el agroecosistema.....	Pág. 23
2-1- Disponibilidad de fósforo en el suelo.....	Pág. 23
2-1-1- Formas en las que se encuentra el fósforo en el suelo.....	Pág. 23
2-1-2- Los procesos de disponibilidad e indisponibilidad de P en el suelo.....	Pág. 26
2-1-2-1- Procesos que involucran las formas de fósforo inorgánico.....	Pág. 26
2-1-2-1-1- Transformación el P insoluble o poco soluble en P soluble.....	Pág. 26
2-1-2-1-2- Transformación del P soluble o poco soluble en P insoluble.....	Pág. 28
2-1-2-2- Procesos que involucran las formas de fósforo orgánico.....	Pág. 29
2-1-2-2-1- Transformación del P orgánico a formas de P inorgánico.....	Pág. 29

2-1-2-2-2- Transformación el P inorgánico en P orgánico.....	Pág. 31
2-2- La fertilización con fósforo.....	Pág. 32
2-2-1- La historia del P como componente de los fertilizantes.....	Pág. 32
2-2-2- ¿Que ocurre con el fósforo cuando se incorpora al suelo?.....	Pág. 35
2-2-2-1- Dinámica del fósforo fertilizante. ¿Por que una parte queda indisponible?.....	Pág. 35
2-2-2-2- Interacción con otros fertilizantes.....	Pág. 37
2-2-3- Las decisiones agronómicas asociadas a la fertilización.....	Pág. 37
2-2-4- <i>Stock</i> y balance de fósforo en Argentina.....	Pág. 44
2-3- Consecuencias ambientales negativas de la fertilización fosforada.....	Pág. 45
2-3-1- La contaminación de las aguas, lixiviación, eutrofización.....	Pág. 46
2-4- Comportamiento de especies más eficientes en la adquisición de fósforo...	Pág. 47
3- El fósforo en la planta.....	Pág. 49
3-1- Transporte y almacenamiento de fósforo dentro de la planta.....	Pág.49
3-1-1- La dinámica del transporte y acumulación de fósforo desde la rizosfera al interior y luego dentro de la planta.....	Pág. 49
3-2- Las estrategias de las plantas frente al déficit de fósforo.....	Pág. 52
3-2-1- Las estrategias de mejora en la adquisición de fosfatos.....	Pág. 53
3-2-1-1- Estrategias de modificaciones morfológicas radicales (o de exploración) y desarrollo de raíces específicas.....	Pág. 54
3-2-1-2- Estrategias bioquímicas o de solubilización.....	Pág. 57
3-2-1-3- Estrategias de captación o absorción.....	Pág. 60
3-2-1-4- Estrategias combinadas.....	Pág. 61
3-2-1-5- Estrategias de interacción con microorganismos, mutualismo, simbiosis.....	Pág. 62
3-2-1-6- Estrategias de mejora de la eficiencia de uso del fósforo (EUP)...	Pág. 65
3-3- Índice de cosecha de fósforo (ICP).....	Pág. 67
Tablas.....	Pág. 68
Figuras.....	Pág. 82
Fotografías.....	Pág. 112
Bibliografía.....	Pág. 125

Título: El fósforo como macronutriente esencial para la producción agroalimentaria.

Modalidad: b. Una investigación bibliográfica referida a una temática de relevancia de un área de las Ciencias Agrarias y Forestales.

INTRODUCCIÓN

El fósforo (P) es un macronutriente esencial para los cultivos y limitante del rendimiento de los mismos. Hoy en día, la agricultura convencional es dependiente de entradas al sistema como insumo de cantidades regulares de fertilizante fosforado, derivado de roca fosfatada, para reponer el fósforo perdido del suelo en el proceso de crecimiento y cosecha de cultivos y para mantener altos rendimientos. Además, en muchas partes del mundo los suelos presentan escasez de P. En consecuencia, se recurre a la fertilización para evitar disminuciones significativas en el rendimiento de cultivos. Esta adición de P mineral a los sistemas agropecuarios actualmente proviene del fosfato de roca que a través de la explotación minera se transforma en fertilizante y es por este motivo que el P se considera un recurso no renovable y finito con sus fuentes presente solo en algunas partes del mundo. En consecuencia su uso masivo podría generar su escasez, originando problemas y/o conflictos a nivel mundial.

Con la finalidad de evitar y/o disipar la futura escasez de este nutriente, es que se contemplan diferentes estrategias tendientes a disminuir la fertilización. Estas estrategias tienen que ver con el mejor aprovechamiento de P por las plantas y en otros casos con la reutilización del P proveniente de productos de diversas actividades humanas.

Con el presente trabajo se desea poner en evidencia la importancia que tiene el fósforo, no solo para el crecimiento y desarrollo de las plantas y su participación en la producción agroalimentaria, sino también enmarcar su extracción y uso desde ópticas ambientales, sociales, geográficas y económicas a fin de completar una visión general del uso de fósforo.

El objetivo de este trabajo final es realizar una revisión bibliográfica y recabar información acerca de diferentes temáticas relacionadas al fósforo desde el punto de vista mineral y agro-productivo, contemplando aspectos económicos y ambientales, así como también desde el punto de vista fisiológico y nutricional para las plantas y los cultivos agrícolas. La metodología utilizada para abordar el objetivo planteado consistió en una revisión bibliográfica de las temáticas relacionadas al fósforo, de tipo exploratoria, descriptiva y explicativa, que toma como base numerosas fuentes de información científica.

Los temas expuestos se dividen en 3 grandes niveles de análisis con un sentido deductivo.

El P en el planeta

Como punto de partida, se exponen temas que involucran al fósforo en un sentido global entendiendo a este elemento como parte del planeta, describiendo la dinámica del P a nivel biosfera.

A diferencia del carbono (C), nitrógeno (N) y azufre (S), el P no forma parte de compuestos atmosféricos de vida larga y, por lo tanto, su ciclo

global es solo una parte del gran y lento proceso de denudación y elevación geotectónica. ¿La disponibilidad y el costo del fósforo podrían limitar significativamente el rendimiento de los cultivos en el futuro? Esta es una de las preguntas que se trata de dilucidar en la primera parte de este trabajo.

El primer nivel temático contempla cuestiones relacionadas al P como recurso mineral importante en el planeta y la importancia de sus reservas, así como también aspectos relacionados con la legislación internacional en cuanto al uso de este elemento. También, se explica el proceso de producción de fertilizantes fosforados, para comprender como es que se logra obtener un producto para fertilizar los cultivos agrícola-ganaderos a partir de la roca fosfórica, que es la materia prima de dicha producción. Este proceso permite la transformación del fósforo insoluble en fósforo asimilable por los cultivos.

Finalizando el primer nivel temático, se exponen posibles soluciones para evitar y/o atenuar la problemática de la escasez de P mineral, ya que la roca fosfatada es un recurso geológico finito y está reconocido que las formas de reciclar fosfato de una manera más eficiente son una condición necesaria para abordar este problema global, al menos en el largo plazo. En este sentido, se abordan diferentes tipos de estrategias que conducirían a dicho propósito.

El P en el agroecosistema

En el segundo nivel temático, se describe la dinámica del fósforo en el suelo y las causas y consecuencias de su uso como fertilizante, con una interpretación ambiental y económica de los factores que caracterizan su uso.

¿Qué rol que cumple el fósforo dentro de los agroecosistemas? La respuesta la encontramos implícita en esta parte del trabajo. Se incluyen en este nivel, temas relacionados a la disponibilidad de fósforo en el suelo y otros que involucran a la fertilización como práctica importante, teniendo en cuenta al fósforo en relación con el ciclo de los cultivos agrícolas, la fertilización con compuestos fosforados y los resultados económicos consecuentes.

El P en la planta

En el tercer y último nivel temático, se abordan temas referidos a la relación que existe entre el P, el suelo y la planta como componentes de un sistema biológico, para entender la dinámica del funcionamiento de este nutriente y los otros dos componentes y plantear estrategias que favorezcan su uso por parte de las plantas.

En este nivel, se incluye el transporte y almacenamiento de P en las plantas desde una perspectiva fisiológica, las estrategias que poseen las mismas frente al déficit de P y cuestiones relacionadas al índice de cosecha de fósforo.

Para entender más en detalle la dinámica de transporte y para facilitar la comprensión del proceso de absorción de fosfatos (Pi), es necesario explicar cómo es que las raíces adquieren nutrientes de la rizosfera, cuales son los modelos o mecanismos que intervienen y en qué consiste cada uno de ellos. También se describen los mecanismos por los cuales las plantas movilizan internamente el P adquirido.

¿Cuáles son las estrategias que tienen las plantas para hacer un uso más eficiente de P frente al déficit del mismo en el suelo? En este último nivel temático se dan a conocer estas estrategias que adquieren importancia cuando se considera al P como el macronutriente menos

móvil y el menos disponible para las plantas en la mayoría de las condiciones del suelo.

1- EL FOSFORO EN EL PLANETA

1-1- LAS RESERVAS MUNDIALES DE FOSFORO

El fósforo (P) es un nutriente esencial para las plantas, al ser altamente determinante del rendimiento, el P se aplica como fertilizante desde hace al menos un siglo, su ciclo sedimentario, sin fase atmosférica, hace necesario recurrir a la extracción de la roca fosfórica a través de la actividad minera para luego ser transformado en fertilizante por la industria y finalmente ser aplicado a los cultivos. Por lo tanto, la agricultura moderna depende de los aportes regulares de fertilizantes fosforados derivados de depósitos minerales de P para reponer el fósforo extraído del suelo por la cosecha de los cultivos.

Lo que se debe tener en cuenta para lograr la sustentabilidad de la agricultura actual es que la roca fosfórica, es un recurso no renovable, ya que una vez utilizado, si bien no desaparece, se diluye en los cuerpos de agua a concentraciones económicamente no recuperables. El ciclo del P, cada vez se parece menos a un ciclo y más a una cadena lineal, con origen en las minas de roca fosfórica, y destino final en el océano u otros cuerpos de agua dando origen al consiguiente problema ambiental de la eutrofización. Es importante destacar que no existe un sustituto que cumpla las funciones biológicas del fósforo.

Hoy en día se reconoce que abordar los temas de energía y agua será crítico para satisfacer las futuras demandas nutricionales de una población creciente (Smil, 2000a), pero la necesidad de abordar la cuestión de la disponibilidad limitada de fósforo no ha sido ampliamente reconocida (Pfeiffer, 2006).

Aproximadamente el 70% de la demanda mundial de agua dulce es para la agricultura (SIWI-IWMI, 2004) y alrededor del 90% de la demanda mundial de fosfato de roca es para la producción de alimentos (Rosmarin, 2004; Smil, 2002). Sin embargo, el futuro acceso al fósforo recibe poca o ninguna atención, no solo en nuestro país, sino también a nivel internacional.

1-1-1- La historia del P como fertilizante, su evolución

Históricamente, la producción de cultivos se basó en niveles naturales de P del suelo y en la adición de materia orgánica localmente disponible como el estiércol y los excrementos humanos (Mårald, 1998). Para satisfacer la creciente demanda de alimentos debido al rápido crecimiento de la población en el siglo XX, el guano y el posterior fosfato de roca se aplicaron ampliamente a los cultivos alimentarios (Brink, 1977; Smil, 2000b). En la Figura 1 se muestra la evolución del uso de fertilizantes fosforados en la producción de alimentos y cuáles fueron las fuentes de fertilizantes más importantes durante el periodo 1800 al 2000. Según Matsui (1997), el pueblo chino utilizó los excrementos humanos como fertilizante desde las primeras etapas de su civilización, como lo hicieron también los japoneses a partir del siglo XII. En Europa, la degradación de los suelos y las hambrunas recurrentes durante los siglos XVII y XVIII crearon la necesidad de complementar la producción agropecuaria con otras fuentes de P para reemplazar a los excrementos de origen humano y animal (Mårald, 1998). A principios del siglo XIX, por ejemplo, Inglaterra importó

grandes cantidades de huesos de otros países europeos (Cordell et al., 2009).

Entre mediados y finales del siglo XIX, el uso de materia orgánica local fue reemplazado por material proveniente de fuentes lejanas. Así fue como la minería de guano (excremento de pájaros depositados durante milenios anteriores) y roca rica en fosfatos comenzaron a utilizarse como fertilizantes (Brink, 1977; Smil, 2000b). El guano fue uno de los primeros fertilizantes suplementarios de P (Fotografía 1), descubierto en islas de la costa peruana (Fotografía 2) y más adelante en islas en el Pacífico Sur. El comercio mundial de guano creció rápidamente, pero se basó en un recurso limitado que se agotó totalmente a finales del siglo XIX (Stewart et al., 2005; Childers et al., 2011).

La roca fosfórica se consideraba una fuente ilimitada de P y el mercado de los fertilizantes minerales se desarrolló rápidamente. A fines del siglo XIX, los fertilizantes de P mineral procesados se utilizaban rutinariamente en Europa y su uso creció sustancialmente en el siglo XX (IFA, 2006; Buckingham y Jasinski, 2004). Los fertilizantes minerales procesados, como el superfosfato ordinario (OSP), contenían típicamente una concentración de fósforo de mayor magnitud que el estiércol (Smil, 2000b). La aplicación de estos fertilizantes altamente concentrados se expandió de la mano de los avances de la Revolución Verde a mediados del siglo XX que introdujo nuevas variedades de cultivos que respondían satisfactoriamente a la aplicación de fertilizantes químicos (Cordell et al., 2009). La Figura 2 muestra un mapa de los depósitos de roca fosfórica que están al momento en explotación, aquellos que han dejado de explotarse en el pasado reciente y aquellos que han mostrado tener un potencial económico (McClellan & Van Kauwenbergh, 2004). Como se puede observar (Figura 3), Argentina es un gran consumidor de P, del cual depende la producción agrícola, aunque no cuenta con fuentes de roca fosfórica en su territorio, lo que la hace productiva y económicamente dependiente de la importación, y esto debería impulsar un fuerte debate acerca de la eficiencia en el uso de dicho nutriente.

1-1-2- Geopolítica en torno a las reservas de P mineral

La producción agrícola ha aumentado paralelamente al uso de P inorgánico como fertilizante. En este contexto, hay quienes sostienen que no está asegurado el suministro sostenible de P como fertilizante a largo plazo y la producción de alimentos dependiente del mismo. El fósforo es un insumo-nutriente clave de la agricultura junto con nitrógeno (N) y el potasio (K). Mientras que el N puede ser obtenido biológicamente o químicamente del aire y la oferta de K es muy grande en nuestros suelos, el P se presenta como el nutriente cuello de botella en el futuro de la productividad de los sistemas de agricultura.

Siguiendo la misma cinética de oferta y demanda planteada por Hubbert (1949) utilizada para otros recursos no renovables, como el petróleo, el cuello de botella y sus consecuencias no aparecen cuando el recurso se termina completamente sino cuando la calidad del recurso disminuye y la accesibilidad a las reservas se hace cada vez más difícil y limitada. Esta situación coincide con el punto en el cual la producción llega a su pico máximo a partir del cual la oferta se reduce como consecuencia de que la calidad de las reservas restantes será más baja, será más difícil acceder a dichas reservas y su extracción se

hará cada vez más ineficiente desde el punto de vista económico. Consecuentemente a la disminución de la oferta de fertilizantes, el precio aumentará rápidamente.

Una situación de caída de la oferta y aumento de precios se verificó en el período 2007-2008 cuando el precio de los fertilizantes creció entre un 500% y un 700% en un período de 14 meses (Cordell et al., 2009, Gilbert, 2009). Esta suba de los precios de los fertilizantes coincidió con la crisis alimentaria mundial que tuvo consecuencias regionales dispares (Childers, 2011). Con esto, se pone de manifiesto que las consecuencias de no abordar con previsión este tipo de situaciones pueden ser graves.

Hace ya algunos años que la industria de fertilizantes reconoce que la calidad de las reservas está disminuyendo y el costo de extracción, procesamiento y envío está aumentando (Smil, 2000b; EcoSanRes, 2003). Debido a que los depósitos minerales de P no se distribuyen uniformemente entre todos los países del mundo, la futura escasez de P puede tener implicancias de seguridad nacional. En la Figura 3 se observa que solo 5 países poseen y controlan casi el 90 % de las reservas de P a nivel mundial. El encarecimiento del P podría afectar la producción de alimentos en países que no tienen reservas de P mineral, en países que están políticamente en conflicto con los exportadores de P mineral, y en los países pobres.

En definitiva, las limitaciones en la posibilidad de utilizar todo el P necesario para la producción de alimentos comenzarán cuando el costo de los fertilizantes fosforados aumente, es decir, cuando la oferta entre en tensión para satisfacer demanda. Algunas proyecciones que se discutirán más adelante muestran que las reservas minerales económicamente viables se podrían agotar en pocas décadas, aunque hoy en día existe más consenso en torno a la idea de que se tardará más de un siglo para llegar a una situación de crisis en la provisión de fertilizantes fosforados.

1-2- Recurso no renovable – no existe sustituto de P

Mientras que mucha gente esta ahora familiarizada con la realidad del "pico máximo del petróleo", hay muy poca conciencia que el fosfato de roca es también un recurso no renovable y que su oferta se espera que llegue al pico máximo en un futuro cercano. Según la teoría desarrollada por el geólogo norteamericano M. K. Hubbert, el pico máximo de la producción mundial de petróleo se establece cuando se consumen la mitad de las reservas de este recurso, que al igual que la roca fosfórica, es un recurso natural finito, sujeto al agotamiento. Al llegar al a este punto también llamado "*peak oil*", la producción llega a su máximo y entra en una meseta, para luego comenzar a declinar. Hubbert estimó en 1956 que la producción de petróleo de Estados Unidos llegaría a su máximo entre 1966 y 1971, y eventualmente el pico se alcanzó en 1970 en dicho país. Si bien se entiende que la roca fosfórica, al igual que el petróleo y otros recursos claves no renovables, seguirá una curva de producción máxima, el pico de petróleo y el pico de P difieren en al menos dos puntos claves. En primer lugar, mientras que la energía derivado del petróleo puede ser reemplazada por otras formas de energía, en el caso del P una vez que se vuelve demasiado escaso no existe sustituto del mismo para la producción de alimentos. El P es un elemento que no puede producirse ni sintetizarse en un laboratorio. En segundo lugar, el petróleo no está disponible una vez

que se utiliza, mientras que el P puede ser recuperado de la cadena de producción y consumo de alimentos y reutilizado dentro de límites económicos y técnicos (Cordell et al., 2009).

Algunos científicos sugieren que, si bien no existen alternativas conocidas (en cualquier escala significativa) del fosfato de roca en el mercado actual que podrían reemplazarlo, las fuerzas del mercado estimularán nuevas tecnologías para mejorar la eficiencia de la extracción de roca de fosfato (Stewart et al., 2005). En cambio, otros (Cordell et al., 2009) sostienen que si bien existen ensayos a pequeña escala de recuperación de P a partir de excretas y otros flujos de desechos (CEEP, 2008), la comercialización y la implementación a escala global de este tipo de alternativas podrían tardar décadas en desarrollarse. Lo cual desde el otro enfoque no sería un problema porque faltan varias décadas para que el agotamiento cobre dimensiones económicamente preocupantes.

1-2-1- Tipos de reservas mundiales - Extracción minera

La principal materia prima usada en la producción de casi todos los fosfatos es la roca fosfórica. Existen dos tipos generales de roca fosfórica, de origen ígneo y de origen sedimentario. Los depósitos insulares son un tipo especial de depósitos sedimentarios. Alrededor del 80% de la roca fosfórica explotada en el mundo proviene de depósitos de origen sedimentario (Fixen, 2009; FAO, 2007a; Fotografía 3), un 17% es de origen ígneo y de sus productos derivados de la meteorización; el resto proviene de los depósitos sedimentarios residuales y de tipo guano (FAO, 2007a).

El P de las rocas fosfóricas ígneas está en la apatita y otros minerales ígneos. Los depósitos ígneos en general tienen minerales de baja concentración de P, aunque en algunos casos se pueden lograr concentraciones del 36% al 40% de P_2O_5 (Stewart et al., 2005). Los minerales de los depósitos ígneos son poco reactivos y en consecuencia no son apropiados para aplicación directa como fertilizantes y normalmente se muelen finamente y se hacen reaccionar con ácidos para usarse en la fabricación de fertilizantes.

Las rocas fosfóricas sedimentarias están compuestas principalmente de apatitas. Estas apatitas poseen una amplia sustitución isomórfica en la red cristalina y, por lo tanto, poseen una gran variación en su composición química mostrando un amplio rango de propiedades. En los depósitos sedimentarios, los principales minerales fosfatados son las francolitas (fluorapatitas carbonatadas microcristalinas) que ocurren asociadas a una gran cantidad de minerales accesorios e impurezas (McClellan & Van Kauwenbergh, 1990; FAO, 2007a). Las rocas fosfóricas de origen sedimentario son aptas para aplicación directa como fertilizante (bajo ciertas condiciones) porque consisten en agregados de microcristales ampliamente abiertos y débilmente consolidados, con un área específica relativamente grande. Las fuentes clasificadas como “altamente reactivas” son las más adecuadas para la aplicación directa al suelo. El uso directo de roca fosfórica evita el procesamiento adicional asociado con la conversión de apatita a una forma soluble. No obstante, el procesamiento mínimo de la roca fosfórica puede resultar en una fuente de nutrientes de menor costo y aceptable para los sistemas de producción orgánicos (FAO, 2007a). La mayor parte de la roca fosfórica se recupera a través de minería a cielo abierto, aunque en algunos

casos se extrae de minas subterráneas. Los productores del ácido fosfórico y de los fertilizantes fosfatados exigen normalmente un contenido mínimo de 28% de P_2O_5 y la mayoría de las rocas fosfóricas comercializadas poseen más del 30% (FAO, 2007a). Para reunir estos requerimientos, la mayoría de los minerales fosfatados deben seguir procesos de beneficio o enriquecimiento mediante lavado y tamizado, eliminación de carbonatos, separación magnética y flotación (Hammond & Day, 1992; UNIDO e IFDC, 1998; FAO, 2007a).

1-2-2- El proceso productivo de fertilizantes fosfatados granulados

El fertilizante fosfatado se elabora a partir del procesamiento de la roca fosfórica. Este proceso permite la transformación del P de roca en P asimilable por los cultivos. El proceso de producción para la obtención del fertilizante fosfatado consta de varias etapas. Primero, se realiza la **molienda de la roca fosfórica**. Si bien la roca se recibe con una granulometría similar a la arena, es necesario molerla para alcanzar un tamaño de grano suficientemente pequeño para que la reacción posterior sea homogénea en todo el material. Luego, se lleva a cabo la **acidulación** en la que se produce la reacción entre la roca, ácido fluorsilícico y ácido sulfúrico. El producto con una consistencia similar a un barro, se traslada por una cinta de reacción y se almacena por dos días para terminar la reacción secundaria y asegurar la máxima disponibilidad de fósforo posible. Finalmente, se realizan las últimas cuatro etapas. En la etapa de **Granulación**, el producto de la etapa anterior, seco y de consistencia pulverulenta, pasa por el Granulador en el cual (según la formulación) se adiciona ácido sulfúrico, agua, vapor de agua y amoníaco (si es amoniacado). Por reacciones físicas y químicas que se producen dentro del mismo, se originan granos húmedos que se dirigen a un **Secador** para bajar el porcentaje de humedad de los mismos. Luego, en el **Enfriador** por medio del paso de aire en contra-corriente se disminuye la temperatura y el producto así obtenido cae en el **Recubridor** que realiza el recubrimiento con polímeros insolubles y solubles en agua ("*coating*"), donde se puede adicionar fuel-oil para recubrir los granos y de aquí pasa a una celda de almacenaje como producto final que se encuentra en condiciones para ser aplicado como fertilizante en el campo (Grupo fosfatos, 2017).

Los productos fosfatados mundialmente más demandados son el fosfato diamónico (FDA), fosfato monoamónico (FMA) y el superfosfato triple (SFT). El FDA y el FMA alcanzan aproximadamente el 50% de las aplicaciones de P a nivel global y un 8% del uso del nitrógeno (N). El consumo de SFT se encuentra en valores del 18% del total; mientras que el consumo del superfosfato simple (SFS) se encuentra cerca de un 6% del total de fertilizantes fosfatados. Cerca de 2/3 del fertilizante fosfatado a nivel mundial es aplicado a los cereales, mayormente a trigo, arroz y maíz (Heffer et al., 2006).

1-2-3- Países con reservas - Exportación de P – Comercialización

La determinación de las reservas de roca fosfórica está llena de dudas e incertidumbres por la limitada información disponible, lo que no asegura la certeza de las estimaciones. Esto es así, ya que los productores de P consideran que esta información es confidencial, dejando como las principales fuentes de información solamente la información pública de trabajos científicos y reportes específicos de

ciertos depósitos. Por lo tanto, la información sobre las reservas presentadas en este artículo es una aproximación general con amplios intervalos de confianza.

La Tabla 1 contiene las estimaciones actuales de las reservas mundiales de roca fosfórica clasificadas por tonelaje de la reserva base. Los términos “reserva” y “reserva base” se definen de la siguiente manera, según la U.S. Geological Survey:

“Reserva”: aquella parte de la reserva base que puede ser económicamente extraída o producida al momento de la determinación. El término reservas no necesariamente significa que las instalaciones de extracción estén en el sitio y trabajando.

“Reserva base”: recursos que al momento son económicos (reservas), recursos económicamente marginales y algunos que al momento son sub-económicos”.

En el año 2010 la revista Soil Association publicó un artículo (“A rock and a hard place. Peak phosphorus and the threat to our food security”) que explica que en el 2009, según la U.S. Geological Survey, 158 millones de toneladas métricas (TM) de roca de fosfato fueron extraídas de minas en todo el mundo. El 67% de este recurso fue extraído de minas en solo tres países – China (35%), Estados Unidos (17%) y Marruecos (15%). Según las reservas conocidas, el 87% es encontrado en solo cinco países (Figura 3). La reserva más grande es la que se encuentra en Marruecos (35%), seguida de China (23%), Jordán (9%), Sudáfrica (9%) y Estados Unidos (7%) (Soil Association, 2010). Otros artículos estiman que Marruecos – Sahara Occidental tiene las mayores reservas y reservas base de roca fosfórica del mundo con el 45% de las reservas base y luego se encuentra China con el 21% de las reservas (Fixen, 2009).

Existen datos que demuestran la importancia que atribuyen algunos países a la posesión y comercialización de las reservas de fósforo. Esto se refleja claramente en algunas decisiones comerciales y tratados político-institucionales. Por ejemplo, China es uno de los países que tiene las mayores reservas reportadas, no obstante, recientemente impuso un arancel de exportación de 135% sobre el P, evitando efectivamente cualquier exportación para asegurar el suministro interno de este recurso (Fertilizer Week, 2008). Estados Unidos, históricamente el mayor productor, consumidor, importador y exportador de P y fertilizantes fosfatados, tiene aproximadamente 25 años de reservas dentro de su territorio (Stewart et al., 2005; Jasinski, 2008). Sin embargo, es importante destacar que las compañías estadounidenses importan cantidades significativas de roca fosfórica de Marruecos para alimentar sus fábricas de fertilizantes fosfatados (Jasinski, 2008). En marzo de 2004, Estados Unidos y Marruecos firmaron un acuerdo de libre comercio que abarca la roca fosfórica, entre otros productos básicos. En 2008, Marruecos exportó U\$S 65 millones en fertilizantes a Estados Unidos. El acuerdo con Marruecos, está dirigido a asegurar el futuro suministro de fertilizantes y alimentos de los Estados Unidos (según Rosemarin en el artículo de Gilbert, 2009). Este acuerdo es geopolíticamente sensible ya que Marruecos ocupa actualmente el territorio de Sahara Occidental y controla sus reservas de roca fosfórica. El Western Sahara Resource Watch (WSRW) afirma que “la extracción y el comercio con los fosfatos de Sahara Occidental son contrarios al derecho internacional” (WSRW, 2007) y este comercio es altamente condenado por la ONU (según Corell, 2002, citado por Cordell, 2009). Varias empresas escandinavas han

boicoteado este comercio en los últimos años (The Norwegian Support Committee for Sahara, 2007). Estos tratados internacionales no son datos menores, ya que las reservas marroquíes y saharianas representan más de un tercio del suministro mundial de roca fosfórica de alta calidad (IFA, 2006).

Irónicamente, el continente africano es simultáneamente el mayor exportador mundial de roca fosfórica y el continente con mayor escasez de alimentos (FAO, 2006; Jasinski, 2006).

Esto pone de manifiesto la importancia de la accesibilidad al fósforo, además de la escasez física del mismo. De hecho, un agricultor subsahariano medio tiene menos poder adquisitivo para acceder a los mercados de fertilizantes y el acceso a estos fertilizantes fosfatados puede costarle 2 a 6 veces más de lo que le cuesta a un agricultor europeo debido a los mayores costos de transporte, aplicación y almacenamiento (Runge-Metzger, 1995; Fresco, 2003), asociados a una deficiente infraestructura y capacidad técnica.

1-2-4- Predicciones sobre el agotamiento de las fuentes de P

Existen predicciones variadas y muy distantes sobre el momento preciso en el que las reservas de P puedan llegar a su pico máximo de oferta y consecuentemente su posible agotamiento luego de transcurrido un periodo de tiempo.

A continuación se citan diferentes posiciones sobre el futuro de las reservas de P.

- Sheldon (1987) reportó que las reservas mundiales de roca fosfórica eran de 15.259 millones de toneladas métricas (TM), e identificó los recursos (reserva base más la reserva base inferida) como 112.431 millones de TM. Con estos recursos y basándose en la producción actual, la duración de los recursos sería de 696 años (Fixen, 2009).

- En el año 2002 el U. S. Geological Survey estimó que las reservas y las reservas base mundiales de roca fosfórica eran de 12.990 y 46.990 millones de TM, respectivamente (Stewart et al, 2005).

- En 2008, se extrajeron en todo el mundo 161 millones de toneladas de P, según las últimas cifras, de la U. S. Geological Survey. Stephen Jasinski, experto en materias primas de fosfato, dice que la demanda de fertilizantes se prevé que crezca un 2,5-3% por año durante los próximos 5 años. Si esa tasa continúa, las reservas mundiales deben durar alrededor de 125 años (USGS, 2008).

- El IPNI en 2009 publicó datos que contienen evaluaciones de la duración estimada de las reservas y de las reservas base de roca fosfórica calculadas teniendo en cuenta la producción promedio de los años 2007 y 2008. Se calcula que, con los niveles de producción acordes a estos años, la duración de las reservas y las reservas base mundiales de roca fosfórica son de 93 y 291 años, respectivamente (García, 2009a)

- La roca fosfórica es un recurso no renovable y quedan aproximadamente 50-100 años de las reservas actuales conocidas (Steen, 1998; Smil, 2000; Gunther, 2005).

- Las restantes reservas accesibles de roca fosfórica limpia se agotarían en 50 años, si el crecimiento se mantiene en 3% por año, según Rosemarin en la Revista Nature del año 2009 (Gilbert, 2009).
- Se espera que las reservas mundiales de fosfato de roca de alta calidad se agoten en los próximos 80-100 años (Isherwood, 2000).
- Cordell et al. (2009) estiman que el pico máximo global de la producción de fósforo podría ocurrir en 2033.

Esta última cita deviene de un análisis sobre la posible ocurrencia del pico máximo de fósforo, basándose en el contenido estimado de P elemental en las reservas restantes de roca fosfórica en todo el mundo (aproximadamente 2.358 TM de P elemental, estimadas de un total de 18.000 TM de roca de fosfato) y en la producción acumulada entre 1900 y 2007. Estos últimos datos fueron extraídos de la U. S. Geological Survey (Buckingham y Jasinski, 2006), de la Asociación Europea de Fabricantes de Fertilizantes (2000) y de la Asociación Internacional de la Industria de Fertilizantes (2006) y teniendo en cuenta que dichas unidades de fósforo se presentan como P elemental, en lugar de P_2O_5 (que contiene 44% de P) o roca de fosfato (que contiene 29-34% de P_2O_5) como comúnmente se usa en la industria. En la Figura 2 se puede apreciar que el pico máximo en la curva corresponde a aproximadamente 29 TM de P elemental, para el año 2033.

Es claro que existe mucha incertidumbre en las estimaciones actuales. No obstante, si bien el momento del pico de producción puede ser incierto, la industria de fertilizantes reconoce que la calidad de la roca fosfórica existente está disminuyendo, y los fertilizantes baratos pronto se convertirán en una cosa del pasado. El grado promedio del contenido de P de la roca fosfórica ha disminuido de 15% en 1970 a menos de 13% en 1996 (Stewart et al., 2005, IFA, 2006, Smil, 2002).

1-2-5- Predicciones sobre nuevas fuentes de P

Algunos son optimistas acerca de las perspectivas para el futuro, como Prud'homme quien sostiene que si la demanda sube, también subirán los precios, permitiendo a las compañías explorar nuevas reservas y extraer las que son más difíciles de alcanzar o las que tienen un grado de P inferior. También, sostiene que las empresas han comenzado recientemente a investigar los depósitos en Perú, Australia y fuera de la costa de Namibia, que antes no se consideraban económicamente viables. Además, afirma que si bien algunas minas existentes están siendo explotadas, otras nuevas se están abriendo en lugares como Arabia Saudita, por ejemplo. "Estoy convencido de que hay otras fuentes que aún no hemos encontrado, pero es difícil decir cuánto impacto tendrán", dice Prud'homme (Gilbert, 2009).

Otros como Jasinski son escépticos en cuanto a que una mayor exploración de nuevas fuentes de P descubrirá grandes nuevos depósitos o que resolverán el problema a más largo plazo. "No vamos a encontrar otro Marruecos", dice Jasinski, refiriéndose al país con las mayores reservas restantes (Gilbert, 2009).

Mas allá de estas apreciaciones, la aparición de nuevas fuentes de P podría resolver el problema de desequilibrio existente entre la oferta y la demanda de este recurso, pero desde una visión ambiental a

mediano plazo, debería tenerse en cuenta la necesidad de mejorar la eficiencia del uso de P y las formas de reciclaje de éste dentro de los sistemas de producción agroalimentarios, porque el uso de grandes cantidades de P en dichos sistemas trae consigo numerosos problemas ambientales a nivel global, como por ejemplo la eutrofización de los cuerpos de agua.

1-3- Mercado de fertilizantes y evolución de los precios, impacto del fertilizante en el Margen Bruto de la producción

1-3-1- Breve reseña histórica del mercado de fertilizantes fosforados a nivel mundial

El consumo mundial de nutrientes ($N+P_2O_5+K_2O$) como fertilizantes en el año 2013 fue de aproximadamente 181 millones de toneladas (tn) (Figura 4). De éste total, 110 millones de toneladas correspondieron a N, 40 millones de toneladas a P (como pentóxido de fósforo; P_2O_5) y unos 30 millones de toneladas a K (como óxido de potasio; K_2O), es decir 61%, 22% y 17%, respectivamente. Desde 1961, el consumo total de nutrientes creció un 571%; ese crecimiento fue del 938%, 365% y 339% para N, P_2O_5 , y K_2O , respectivamente. Las tasas de aumento de consumo anual fueron de 1,81; 0,46; 0,29 millones de toneladas por año, para N, P_2O_5 y K_2O , respectivamente (García & González Sanjuan, 2015).

La región de mayor consumo actual es el Este de Asia con un 38% del consumo total en el trienio 2011-13, seguida por el Sur de Asia (18%), Norteamérica (13%) y Latinoamérica y el Caribe (11%) (Tabla 2). Los cuatro principales países consumidores de $N+P_2O_5+K_2O$ representaron el 61% del consumo mundial en el promedio del trienio 2011-13: China 29%, India 14%, EE.UU. 11% y Brasil 7%. En comparación, Argentina representa aproximadamente un 0,8% del consumo mundial (García & González Sanjuan, 2015).

A partir de mediados de los '70, con la Revolución Verde, China e India incrementaron marcadamente el consumo de fertilizantes, sin embargo, este incremento parece haberse desacelerado entre los años 2008 y 2013 (Figura 5) (García & González Sanjuan, 2015).

Es interesante observar la evolución del consumo de "Otros Países" en la Figura 5, el incremento es marcado hasta fines del '80, momento a partir del cual cae abruptamente a partir de los cambios en Rusia y otros países de Europa del Este. El consumo de Europa Oriental y Asia Central paso de casi 30 millones de toneladas (tn) de $N+P_2O_5+K_2O$ en 1986/88, a unas 4 millones de toneladas en 1994/98. A partir de mediados de los '90, el consumo comienza a crecer nuevamente a partir de la expansión agrícola en varios países de Asia y Latinoamérica y la recuperación del consumo en los países de Europa Oriental y Asia Central. Se estima que el consumo de fertilizantes a nivel mundial (campañas 2010 y 2011) entre los cultivos, lo lideran los cereales con el 51%. Entre ellos se destacan trigo, maíz y arroz, que representan el 16%, 16% y 14% del consumo total, respectivamente (Tabla 3) (Heffer, 2013).

Existen datos publicados por FAO en 2017 que revelan la situación del mercado internacional de fertilizantes fosfatados y estimaciones sobre la evolución del mercado hasta el año 2020. En la Tabla 4 se puede observar que la oferta mundial de ácido fosfórico (P_2O_5) para el año 2015 fue de 47.424.000 tn, aumentando a 49.558.000

tn en 2017 y se estima que para el año 2020 aumentara aun mas adquiriendo un valor aproximado de 53.078.000 tn. Esto demuestra que la oferta de fertilizantes fosforados ha aumentado de 2015 a 2017 y seguirá aumentando según estas estimaciones. Con respecto a la demanda de fertilizantes fosforados, en la Tabla 5 se puede observar que también aumentó de 2015 a 2017 y seguirá aumentando hasta 2020 según estas estimaciones.

Por lo tanto, si se efectúa el balance de fertilizantes fosforados a nivel mundial, considerando la oferta y la demanda del mercado descriptas anteriormente se puede ver que los valores del balance son positivos desde 2015 hasta 2017, y lo seguirán siendo para el año 2020. Los valores del balance (en miles de toneladas) se especifican en la Tabla 6. Ahora bien, si se observa solo los valores de América Latina y El Caribe (Tabla 7), los valores difieren notablemente en cuanto a oferta, demanda y balance de fertilizantes fosforados (FAO, 2017).

1-3-2- Impacto del fertilizante fosforado en el MB y la Rentabilidad

Para evaluar el impacto de la fertilización fosforada en la rentabilidad de cultivos agrícolas, se toma como referencia un estudio reciente publicado por Adrián Correndo y colaboradores, en el año 2015, del a Asociación Argentina de Ciencias del Suelo (AACS). Este trabajo es un estudio de aspectos económicos referidos a la fertilización con Nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) en maíz (*Zea mays* L.), trigo (*Triticum aestivum* L.) y soja (*Glycine max* (L.) Merr.), donde se analizaron datos, entre las campañas 2000/01 a 2013/14, pertenecientes a cinco experimentos de fertilización de largo plazo situados en la región pampeana centro-norte de la Argentina. Los indicadores económicos utilizados fueron la eficiencia agronómica parcial (EAP, $\text{kg grano} * (\text{kg nutriente aplicado})^{-1}$), el margen bruto parcial (MBP, $\text{US\$} * \text{ha}^{-1}$) y el retorno de la inversión (RI, $\text{US\$} * \text{US\$}^{-1}$). En dicho trabajo se afirma que la aplicación de P generó residualidad cuantificable como P extractable en el suelo valorizada entre +255 a +418 $\text{US\$} * \text{ha}^{-1}$. Bajo un enfoque de largo plazo, estos resultados destacan un aumento en la rentabilidad con fertilización bajo un criterio de reposición y enriquecimiento de P, y compensa el mayor impacto económico acumulado (IEA) que presentan el N y el S cuya respuesta en rendimiento es expresada de forma más inmediata a la aplicación y su residualidad cuantificable es menor.

Con respecto al indicador de la eficiencia agronómica parcial (EAP), las respuestas a P se redujeron con la reducción de las precipitaciones durante el ciclo del cultivo de trigo y se asociaron en forma positiva con el agua almacenada en el suelo en antesis. En soja de primera, las respuestas a P fueron mayores en situaciones de menor oferta hídrica durante el ciclo de cultivo. En contraste, en maíz y soja de segunda no se encontraron asociaciones entre la respuesta a nutrientes y variables relacionadas a la oferta de agua.

En relación al margen bruto parcial (MBP) por fertilización se estableció que durante el período analizado, las relaciones de precios registraron altibajos que generaron momentos más y menos favorables para la inversión en fertilizantes (Figura 6). Las relaciones de precios (kg grano para comprar 1 kg de nutriente) de los granos fertilizados con N, P y S variaron 29%, 37%, y 24% para trigo, y 22%, 34%, y 13% para maíz. Por su parte, para soja variaron 39% y 21% para P y S, respectivamente.

Estas variaciones, mayores para el caso de P, se relacionan principalmente con el alza de precios de los fertilizantes debida a la crisis financiera internacional de 2008-2009, que se normalizó en las campañas siguientes. La fertilización fosforada, por su parte, tuvo impactos menos positivos sobre los MBP y registró los menores niveles de RI.

Es importante destacar que las dosis de P aplicadas fueron de reposición más un 5-10%, aun en situaciones de alto nivel de P Bray (García & González Sanjuan, 2013). En estas condiciones, las respuestas fueron muy bajas en ensayos con alto P Bray-1 inicial, para los cuales no se hubiera recomendado fertilización fosfatada en condiciones de producción comercial.

Sin embargo, es pertinente destacar que la omisión o no de P (u otro nutriente) en la fertilización del cultivo, implica un costo/beneficio “oculto” (o internalidad) correspondiente al empobrecimiento o construcción de los niveles del nutriente en el suelo que generalmente no es considerado en las evaluaciones económicas de los programas de fertilización a corto plazo (Cordone & Trossero, 2012; Sutton et al., 2013), ya que tanto sus beneficios como sus perjuicios no son observables en la misma campaña en que se realiza la fertilización. Ciampitti et al. (2011a) estimaron relaciones entre el balance de P ($\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$) y los cambios en el análisis de P Bray-1 en la capa superficial (0-20 cm) en diferentes sitios experimentales. A partir de dichas estimaciones, se utilizó un valor nominal de $2,7 \text{ kg de P} \cdot \text{ha}^{-1}$ por cada unidad de cambio de P Bray-1 ($\text{mg P} \cdot \text{kg}^{-1}$). De este modo, luego de la decimocuarta campaña, la omisión de P generaría costos “ocultos” de -270 y -323 US\$ $\cdot \text{ha}^{-1}$ en los sitios con mayores niveles de P Bray-1 al inicio de los ensayos, mientras que en el resto de los sitios (inicialmente con bajo nivel de P Bray-1) no se registran costos “ocultos” considerables. Sin embargo, la fertilización con P en los sitios con baja fertilidad fosforada, generaría reservas entre +210 y +378 US\$ $\cdot \text{ha}^{-1}$ en el suelo como P Bray-1.

En este sentido, es relevante el rol de las diferentes fracciones que componen el P del suelo (además del P disponible cuantificado con la extracción Bray-1) que pueden actuar ya sea como fuente o bien como destino de P en casos de déficit o de balances positivos del nutriente (Ciampitti et al., 2011b). Este simple ejemplo, nos invita a considerar que son meritorios análisis más detallados de los costos/beneficios ocultos relacionados a la degradación o construcción de calidad del suelo, y representan uno de los pendientes para futuras líneas de investigación. En conclusión, para el caso del P, donde es posible analizar la residualidad en el suelo, la valorización tanto del agotamiento como de la construcción de fertilidad fosforada (como P Bray-1, 0-20cm) mostró resultados considerables a favor de la fertilización fosforada. Esto reafirma la importancia del seguimiento en el tiempo del análisis de suelo de cada lote y/o ambiente, y de su utilidad como herramienta de diagnóstico al momento de la toma de decisión de la fertilización, pensando más allá de una campaña.

Además, por las características de este nutriente y su dinámica en el suelo, se debería tener en cuenta una mirada más a largo plazo para evaluar los efectos favorables de la fertilización fosforada que impactan en la rentabilidad del sistema productivo, considerando los diferentes criterios de fertilización fosforada existentes que se detallaran más adelante en este trabajo.

1-4- LEGISLACION INTERNACIONAL SOBRE EL USO DE FOSFORO

A pesar del agotamiento de las reservas mundiales y las potenciales tensiones geopolíticas, la escasez de fosfatos en el futuro y la reducción de accesibilidad al P de los agricultores aún no se consideran un problema significativo por parte de quienes deciden la política nacional o internacional. En la actualidad no existen organizaciones internacionales ni estructuras de gobierno para garantizar el uso y la gestión a largo plazo y equitativo de los recursos de fósforo en el sistema alimentario mundial (Cordell et al., 2009), y tampoco se evidencian controles en relación al impacto ambiental derivado de las actividades que utilizan fertilizantes fosforados aunque si se han registrado algunas de las consecuencias ambientales negativas, como por ejemplo la eutrofización de los cuerpos de agua. Para evitar una futura crisis alimentaria, es necesario reconocer y abordar la escasez de P en las discusiones contemporáneas sobre el cambio ambiental mundial y la seguridad alimentaria, junto con el agua, la energía y el nitrógeno (Cordell et al., 2009).

1-4-1- Regulación del contenido de P en efluentes cloacales

El P aplicado como fertilizante termina formando parte del grano, y la ingesta del mismo en los alimentos para su posterior excreción y descarte, lo conduce generalmente a cuerpos de agua de los cuales no puede volver a recuperarse. Para la reutilización de P proveniente de excreciones humanas es necesario evitar la mezcla de las excretas humanas con otras corrientes de aguas residuales, como las aguas residuales industriales, ya que las mismas pueden contener metales pesados y otros desechos tóxicos que hacen muy difícil o incluso inviable la separación y reutilización de P.

Por otra parte, si la orina no se mezcla con materia fecal en el inodoro, la orina se puede utilizar de forma segura a través de su almacenamiento (WHO, 2006). La orina es esencialmente estéril y podría proporcionar más de la mitad del P necesario para fertilizar los cultivos de cereales (Drangert, 1998, Esrey et al., 2001). En Suecia, por ejemplo, dos municipios han ordenado que todos los nuevos sistemas sanitarios sean transformados en “urine-diverting dry toilet (UDDT)” para separar, almacenar y reutilizar la orina de la materia fecal (Kvarnström et al., 2006; Fotografía 4). En este caso, la orina se canaliza y se almacena en un simple tanque de almacenamiento de 1-3 kilolitros (kl; 1-3 m³) debajo de la casa o se canaliza a un tanque comunal de almacenamiento de orina para luego ser reutilizado (Cordell et al., 2009). Algunos agricultores suecos recolectan la orina aproximadamente una vez al año para su uso como fertilizante líquido (Kvarnström et al., 2006).

1-4-2- Prohibición del P en jabón para la ropa

El proceso de eutrofización de las aguas no solo está relacionado con los procesos de lixiviación de nutrientes en suelos agrícolas por el uso de fertilizantes o el vertido de efluentes cloacales, sino también con la deposición de detergentes y demás sustancias jabonosas provenientes de las aguas residuales de las ciudades. En los últimos 20 años las concentraciones de nitrógeno y fósforo en mares y lagos casi se han duplicado (Andrés Abellán & García Morote, 2006). Con respecto

a los compuestos fosforados, se puede decir que en condiciones naturales ingresa a un sistema acuático poco menos de 1 kg de fosfato por hectárea, por año. (Mondino, 2015), pero este valor ha aumentado con las emisiones continuas de las aguas residuales de las ciudades hacia los ríos, lagos y finalmente en los mares, entre otras razones debido a la gran cantidad de fosfatos contenido en detergentes utilizados en las zonas urbanas. Durante las décadas de '60 y '70 el 16% del peso de los detergentes sintéticos era de fósforo, en forma de tripolifosfato sódico (Andrés Abellán & García Morote, 2006). Estos iones fosfato que desembocaban en los cursos de agua, aceleraban el proceso natural de eutrofización. Este proceso hace que algunas algas y plantas acuáticas proliferen desmesuradamente y, consecuentemente, aumente el consumo de oxígeno (O_2) disuelto en el agua causando un exceso en demanda biológica de O_2 . Al escasear el O_2 los peces y demás animales mueren y el agua se pudre alterando su calidad para todo tipo de uso. En 1973, Canadá fue el primer país en prohibir el uso de detergentes con más de 2,2% de fósforo en su formulación (Andrés Abellán & García Morote, 2006). Hoy en día la legislación de muchos otros países prohíbe que los detergentes sintéticos presenten más de un 0,5% de fósforo y exige que sean biodegradables (Andrés Abellán & García Morote, 2006).

1-5- POSIBLES SOLUCIONES PARA EVITAR LA ESCASEZ DE FOSFORO MINERAL

La agricultura moderna se basa en un recurso no renovable y si bien es probable que se obtengan fertilizantes fosforados de menor calidad a un precio más alto antes de que el mismo se agote, el agotamiento de las minas es inevitable a largo plazo. Si no se realizan cambios significativos físicos e institucionales en la forma en que actualmente utilizamos y obtenemos fósforo, los rendimientos agrícolas se verán gravemente comprometidos en el futuro y, consecuentemente, esto afectará primero a los agricultores y hogares pobres, de bajos recursos. Sin embargo, existen oportunidades para recuperar el fósforo usado en toda la cadena de producción y consumo de alimentos. Es probable que la reducción de las pérdidas en la cadena alimentaria y el aumento de la eficiencia agrícola contribuyan significativamente a evitar una futura crisis de fosfatos.

A nivel mundial, se está extrayendo a través de la actividad minera cinco veces más fósforo del que se está consumiendo en los alimentos. Este análisis nos indica que para abordar simultáneamente la escasez de fosfatos y la contaminación del agua debida a la fuga de fósforo, se debe tomar un enfoque integrado (Cordell et al., 2009) que considere:

- reducir al mínimo las pérdidas de fósforo en el campo, estimadas en torno a 8 millones de toneladas métricas de fósforo elemental (TM P).
- minimizar las pérdidas en la cadena de productos alimenticios (pérdidas estimadas en 2 TM P).
- utilizar fuentes alternativas de fósforo reciclado, como el estiércol (alrededor de 15 TM P), las excretas humanas (3 TM P) y los residuos alimentarios (1,2 TM P).
- otros mecanismos importantes para reducir la demanda global, como por ejemplo optimizar el carbono del suelo para mejorar la disponibilidad de fosfatos y/o influir en las dietas humanas.

A continuación se describen algunas estrategias en pos de lograr los puntos mencionados anteriormente.

1-5-1- Estrategias a nivel global

Una de las estrategias para reducir la demanda global de fósforo sería fomentar dietas alimenticias que contengan menos alimentos con alto contenido de fósforo. Esto podría hacerse mediante estrategias de comunicación adecuadas o incentivos económicos tanto en los países desarrollados como en los países en desarrollo (Cordell et al., 2009).

1-5-2- Estrategias en el campo

1-5-2-1- Estrategias de reciclado y reutilización de P

Transformar y reutilizar los desechos de ganado que contienen P

Este tipo de estrategia puede ser una alternativa viable en sistemas de rodeos estabulados como por ejemplo “feed lots” o en tambos (durante el momento de ordeño), en los que mediante un proceso de manejo de efluentes se puede acumular y posteriormente transformar y reutilizar como fertilizante el P contenido en los desechos. Los desechos de ganado contienen alrededor de cinco veces más fosfatos que los desechos humanos. Y la población ganadera mundial es de alrededor de 65 mil millones de cabezas, más de diez veces la población humana (Gilbert, 2009). El problema que se debería resolver es que los fosfatos en los residuos de ganado no están en una forma disuelta para utilizarlos de forma relativamente directa, por lo que es necesario transformar los desechos a estruvita para finalmente aplicarla como fertilizante. La recuperación de estruvita (cristales de fosfato de amonio y magnesio con alto contenido de fósforo) en aguas residuales de ganado es un tema que se está estudiando y puede llegar a ser muy beneficioso para llevar adelante esta estrategia si logra plasmarse a escala productiva.

Además de esto, están surgiendo nuevas tecnologías para reciclar los desechos animales en formas utilizables de energía, como por ejemplo los sistemas basados en algas que usan nutrientes (como fósforo y otros) provenientes de los residuos animales para producir biocombustible y energía in situ de metano e hidrógeno (Fotografía 5). Estos tipos de enfoques no reciclarán el P directamente de vuelta a la producción de alimentos, pero pueden ayudar reduciendo la necesidad del uso de P por los cultivos destinados a la producción de biocombustibles, que son mucho menos eficientes en la conversión de energía que las algas (por ejemplo, maíz y caña de azúcar).

1-5-2-2- Estrategias de eficiencia de uso / ahorro de P

Aplicación de fertilizantes fosforados de manera eficiente, racional y balanceada

El P aplicado como fertilizante reacciona con los constituyentes físico-químicos del suelo produciendo compuestos de distinto grado de solubilidad. Este comportamiento condiciona la disponibilidad de P para los cultivos en cada suelo en particular. A partir de la residualidad de éste nutriente surge la posibilidad de definir estrategias de fertilización

basadas en la frecuencia con que se efectúa su aplicación. La práctica más difundida es la fertilización al momento de la siembra de cada cultivo, pero la aplicación de una dosis única, que contemple los requerimientos de todos los cultivos que integran la rotación se presenta como una estrategia de interés (Divito, 2010). La misma presenta beneficios al simplificar la logística de la labor y además, ante un escenario de cambios en el costo de los fertilizantes fosfatados permitiría, cuando la relación de precios resulte conveniente, su acumulación en el suelo para un posterior uso por los cultivos. Puesto que los cultivos responden de manera diferencial al agregado de P (Echeverría & García, 1998), las mayores dosis deberían aplicarse a los cultivos de mayor probabilidad de respuesta (Divito, 2010).

Las fertilizaciones deberían garantizar un nivel de P disponible óptimo, en equilibrio con el stock de P inmovilizado (que es propio de las características texturales), el contenido de materia orgánica, el pH, las condiciones climáticas y el manejo de cada suelo. El manejo de la racionalidad nutricional del suelo a largo plazo, se vuelve una tarea técnica compleja que integra muchas variables agronómicas y se aleja de la simple decisión económica sobre la campaña en curso. Las cuestiones de manejo en cuanto a la fertilización fosforada se desarrollan en el segundo nivel temático.

Utilización del mejoramiento genético para obtener cultivos de mayor eficiencia de uso o absorción de fósforo

Los sistemas agrícolas requieren diferentes enfoques para mejorar la eficiencia de uso de fósforo (EUP). Por un lado, se podrían utilizar cultivos con una capacidad de absorción de fosfatos (P_i) muy elevada y de alta afinidad (Heuer et al., 2017). Por otro lado, se podrían utilizar cultivares con una alta eficiencia de uso de fósforo interno (Rose & Wissuwa, 2012).

Aunque es muy deseable aumentar la absorción de P_i del suelo por parte de los cultivos, se debe prestar atención a la cantidad de nutrientes eliminados de los campos luego de la cosecha, con el fin de implementar estrategias de fertilización que repongan dichos nutrientes y así evitar balances de nutrientes negativos, mantener la fertilidad del suelo y prevenir la degradación del suelo. Para los sistemas agrícolas de bajos insumos (más característico de países en vías de desarrollo) los cultivos con mayor absorción de P_i podrían no tener un beneficio duradero, ya que podrían agotar las reservas de P del suelo más rápidamente. Esto sería especialmente crítico en suelos con bajo contenido de P total. Para lograr la sustentabilidad y mejorar la eficiencia del sistema productivo, es necesario que las mejoras en la capacidad de absorción del P por parte de los cultivos, sean acompañadas por las mejoras en el índice de cosecha de fósforo (ICP), es decir, que los cultivos requieran menos P_i por unidad de grano cosechado (Heuer et al., 2017).

Los programas de mejoramiento de arroz en África ya están usando genotipos con alta eficiencia de uso de P interno en sus esfuerzos por desarrollar cultivares mejor adaptados a la agricultura de bajos insumos practicada en gran parte del continente.

Otro aspecto sobre la eficiencia de uso de P interno que no recibe mucha atención es el contenido de fósforo en grano. Típicamente, las concentraciones de fósforo en semillas de arroz cosechadas varían de 2.0 a 2.5 mg * g⁻¹ (Dobermann et al., 1996), pero en condiciones bien fertilizadas se observan concentraciones superiores a 4 mg * g⁻¹ (Heuer

et al., 2017). Esto sugiere que la translocación de P a la semilla no está estrictamente regulada, sino que las plantas simplemente tienden a enviar la mayor parte del P de los tejidos al grano en la etapa de llenado de granos. Por lo tanto, el índice de cosecha de P (ICP) tiende a ser más alto (ICP = 0.7 - 0.9) que el índice de cosecha de biomasa del grano (IC = 0.5 - 0.6) (Rose et al., 2010). Como consecuencia, una gran cantidad de P se elimina de los campos durante la cosecha, lo que aumenta la necesidad de una aplicación continua de fertilizantes para evitar la disminución a largo plazo de la fertilidad del suelo. Como estimación, una cosecha de trigo de 10 toneladas eliminaría entre 25 - 30 kg P * ha⁻¹ por año, mientras que una cosecha 6 toneladas de arroz eliminaría aproximadamente 15 kg P * ha⁻¹ por temporada (Heuer et al., 2017). Por lo tanto, el nivel de rendimiento, la frecuencia de cultivo y las concentraciones de P en el grano son los factores dominantes que determinan los requerimientos de P en los sistemas agrícolas, pero solo las concentraciones de P en grano ofrecen oportunidades de modificación sin poner en peligro la producción (Rose et al., 2010, 2013). De hecho, existe un margen considerable para reducir el P del grano ya que se demostró que el vigor de las plántulas y el rendimiento del cultivo no se deteriora en semillas con concentraciones de P tan bajas como 1 mg P * g⁻¹ (Pariasca-Tanaka et al., 2015; Wanget al., 2015b). Se ha estimado que el requerimiento de P para la función fisiológica normal de la semilla es incluso inferior a 1 mg P * g⁻¹ y que el P del grano presente por encima de este nivel sirve como P de almacenamiento, principalmente en forma de fitato (Raboy, 2009; Wang et al 2015b). El fitato consumido con el grano tiene una digestibilidad muy baja y, por lo tanto, aumenta la carga de P en los desechos animales y humanos con efectos negativos para el medio ambiente sin aportar valor nutricional al grano (Heuer et al., 2017). Se han realizado intentos para reducir el contenido de fitato en las semillas. Sin embargo, existen trabajos realizados con líneas mutantes de cebada y soja en los que se ha logrado reducir el contenido de fitato, pero la cantidad de P total en semilla por lo general no se vio modificada (Raboy, 2009). Una excepción fue el caso de un trabajo que evidencia la reducción de P total en semilla de hasta un 20% en un cultivar de cebada mutante, como resultado de una mutación en un supuesto transportador de sulfato (Ye et al., 2011).

Otro enfoque para reducir el contenido de P del grano sería manipular los transportadores de fosfato (Pi) responsables del proceso de translocación de Pi hacia el grano (en la etapa de llenado de granos). En este contexto, Wang y colaboradores (2015a) analizaron los 26 transportadores de Pi conocidos en arroz (*Oriza sativa*) pero encontraron que ninguno de los genes se expresaba específicamente en las semillas y, por lo tanto, ninguno de los transportadores conocidos de Pi se puede considerar un objetivo principal para la mutagénesis. En la actualidad, el enfoque en curso más prometedor puede ser la detección de líneas mutantes ("screening") con bajo contenido de arseniato en semilla. El arseniato y el fosfato son análogos químicos y compiten por los sitios de absorción en la superficie de la raíz (Abedin et al., 2002). Por lo tanto, es probable que ambos compartan los mismos mecanismos de transporte en la carga de semillas (Heuer et al., 2017).

Este podría ser un punto de partida importante para lograr una reducción del contenido de fósforo en grano durante el llenado de los mismos.

Evitar las pérdidas de fósforo en el suelo

La erosión del suelo causa escasez de nutrientes básicos para las plantas, tales como nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y calcio (Ca). Una tonelada de cubierta de suelo fértil típicamente contiene de 1,0 – 6,8 kg de N, 1 – 2,3 kg de P y 2,3 – 3,0 kg de K, mientras que en suelos severamente erosionados pueden tener niveles de N de solo 0,01- 0,50 kg por tonelada (Troeh, F.R. et. al., 1991). Cuando las reservas de nutrientes se agotan por la erosión, el crecimiento de las plantas se retarda y el rendimiento de los cultivos decae. Con la tasa promedio de erosión actual, las pérdidas de N, P y K es lógico esperar una disminución en el rendimiento de los cultivos a largo plazo.

Según Baker y Laflen (1983) la pérdida de nutrientes puede ocurrir de tres maneras: por percolación en el perfil del suelo (lixiviación), en solución en el agua de escorrentía y adsorbidos en sedimentos arrastrados por el agua de escorrentía (erosión hídrica). Estos sedimentos, también pueden ser arrastrados por el viento por erosión eólica.

Las pérdidas de P por efecto de la erosión superficial (hídrica y eólica) y la escorrentía se deben a la relativa inmovilidad de P en los suelos, relacionado con el proceso de adsorción de P en los coloides del suelo. A pesar de las características de este nutriente, en especial su poca movilidad en comparación con otros nutrientes, es importante remarcar que existen pérdidas significativas de P cuando se producen los procesos erosivos mencionados.

La lixiviación de P y las pérdidas de P a través de la escorrentía subsuperficial son procesos que deberían tener mayor consideración debido a las consecuencias ambientales que estos producen. Hay situaciones en las que se produce un nivel de exportación de P ambientalmente significativo que se dirige hacia los sistemas de drenaje agrícola. Estos niveles de pérdida de P del sistema se ven favorecidos en ambientes con suelos arenosos profundos, suelos de alta materia orgánica o suelos con altas concentraciones de P por sobre-fertilización a largo plazo y / o uso excesivo de desechos orgánicos (González, 2006). Un manejo adecuado de la escorrentía permite controlar el exceso del agua de lluvia que no se infiltra por el suelo, además de la erosión del suelo y la eventual sedimentación de los cuerpos de agua (González, 2006).

El contenido adecuado de materia orgánica en el suelo es un componente necesario para evitar la pérdida de P y otros nutrientes. Esto es así, ya que niveles adecuados de materia orgánica facilitan la formación de agregados del suelo, aumentan la porosidad del suelo y por lo tanto, mejoran la textura del suelo y la infiltración del agua. Además, de aumentar la infiltración del agua, la materia orgánica facilita el intercambio iónico, estimula el crecimiento de las raíces, y la proliferación de microorganismos importantes. Cerca del 95% del N y 25 -50% del P están contenidos en la materia orgánica (González, 2006).

Varias prácticas pueden ser establecidas para evitar la pérdida de P y otros nutrientes presentes en el suelo. Algunas de estas prácticas son la realización de zanjas de ladera o siembras en contorno, la implantación de barreras vegetativas, la confección de desagües protegidos con vegetación, la implantación de franjas de amortiguamiento o fajas de vegetación, implantación de cultivos de

cobertura (González, 2006), rotación de cultivos con alto volumen de rastrojos en superficie (FAO, 1996).

Este tipo de prácticas agronómicas permitirían aumentar el contenido de materia orgánica del suelo para reducir la lixiviación y proporcionar una cobertura vegetal para evitar la erosión hídrica y eólica.

Utilización de inoculantes microbianos para aumentar la disponibilidad de P en el suelo

Los microorganismos juegan un papel importante en los procesos que afectan la transformación del fósforo en el suelo y su disponibilidad para las plantas. En particular, pueden solubilizar y mineralizar formas de fósforo orgánicas e inorgánicas a través de mecanismos, como la liberación de ácidos orgánicos y de enzimas hidrolíticas que incrementan la movilización y disponibilidad de este elemento para la nutrición de las plantas.

El uso de microorganismos solubilizadores de fósforo (a través de diferentes mecanismos) y su inoculación en altas concentraciones (con relación a las que normalmente se encuentran en el suelo) constituye una ventaja para el uso como biofertilizantes, ya que mejoran las condiciones de crecimiento de las plantas (Fernández & Rodríguez, 2005). Los procesos originados son rápidos, consumen poca energía y, además, su uso representa una importante alternativa para limitar el uso de fertilizantes químicos, menos rentables económicamente, a la vez que reduce su negativo impacto ambiental y mejora la productividad de los cultivos. (Fernández & Rodríguez, 2005).

Los microorganismos que intervienen en este tipo de prácticas agronómicas son los hongos micorrízicos y los hongos y bacterias promotores del crecimiento vegetal. Estos microorganismos pueden facilitar de manera directa o indirecta, la disponibilidad de agua y determinados nutrientes tales como N y P (Glick, 1995), y algunos de estos pueden tener efectos sinérgicos cuando se aplican de manera conjunta (Alagawadi & Gaur, 1992; Belimov et al., 1995).

Existe una cantidad muy significativa de bacterias que solubilizan el fósforo entre ellas se encuentran los géneros *Achromobacter*, *Erwinia*, *Rahnella*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Ralstonia*, *Aereobacter*, *Gordonia*, *Rhodobacter*, *Agrobacterium*, *Kitasatospora*, *Rhodococcus*, *Arthrobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Bacillus*, *Mesorhizobium*, *Sinorhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Micrococcus*, *Streptomyces*, *Burkholderia*, *Mycobacterium*, *Streptosporangium*, *Chryseobacterium*, *Pantoea*, *Thiobacillus*, *Delftia*, *Phyllobacterium*, *Yarrowia*, *Enterobacter* y *Pseudomonas* (Beltrán Pineda, 2014). De todas estas, adquieren importancia las rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR) por su interacción con las raíces de las plantas. Este grupo de bacterias son vida libre y se localizan muy cerca o adentro de las raíces de las plantas y esto tiene un efecto benéfico sobre el crecimiento de las mismas (Kloepper et al, 1989).

Las bacterias del género *Pseudomonas* han sido utilizadas como PGPB (bacterias promotoras de crecimiento en plantas) tanto por sus efectos directos (García de Salamone & Nelson, 2006; Naiman et al., 2009) como indirectos (Kloepper, 1993). La mayor cantidad de información referida a la actividad de PGPB, como por ejemplo *Pseudomonas* sp., está vinculada a efectos indirectos, a través del control de microorganismos patógenos, produciendo compuestos

antifúngicos que pueden suprimir enfermedades a través de varios mecanismos, que incluyen una mayor capacidad competitiva por los nutrientes disponibles, producción de antibióticos, sideróforos (compuestos orgánicos que captan hierro) e inducción de resistencia sistémica (Dowling & O’Gara F., 1994; Keel & Défago G., 1997). Por otro lado, varias cepas de *Pseudomonas* fueron caracterizadas como solubilizadoras de P por su capacidad de producir ácidos orgánicos (ácido oxálico, fumárico y cítrico) y enzimas fosfatasas, facilitando la solubilización del Pi y otros nutrientes (Ferraris & Couretot, 2004).

También, existe una amplia cantidad de hongos del suelo que han sido reportados como solubilizadores de Pi, entre ellos se encuentran los géneros *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor*, *Paecilomyces*, *Sclerotium*, *Rhizopus*, *Syrialidium*, *Talaromyces*, *Trichocladium* y *Penicillium* (Beltrán Pineda, 2014).

Este tipo de estrategia se aborda con más detalle en el tercer nivel temático.

1-5-3 - Estrategias en la ciudad

1-5-3-1- Estrategias de reciclado y reutilización de P

Acoplar el consumo de alimentos más de cerca del lugar de producción

Producir, organizar y distribuir el consumo de alimentos más de cerca del lugar de producción, ahorra energía y reduce el nivel de residuos de alimentos en el transporte y el almacenaje. El problema del agotamiento del P en los suelos, se origina en el momento en el cual los excrementos humanos no vuelven al suelo y finalizan en los cuerpos de agua, linealizando el ciclo del P y alejando las fuentes de los destinos. Fortalecer el consumo de alimentos producidos localmente, y el tratamiento de los excrementos en función de su reinserción al sistema suelo, es una solución que si bien hoy parece lejana no debe dejar de considerarse como estratégica.

Transformar y Reciclar los residuos humanos de las ciudades

La transformación y el reciclaje de los residuos humanos de las ciudades (excrementos, desechos de animales y los vegetales, efluentes industriales, etc.) para reutilizarlos en las actividades agrícola-ganaderas como fertilizantes (entre ellos los fertilizantes fosforados) es una estrategia considerable. Existe la manera de hacerlo, aunque es muy costosa energéticamente y además esta limitada por la alta y perjudicial concentración de nitratos y metales pesados presentes (cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, níquel y zinc).

Sin embargo, el compostaje podría ser una alternativa interesante dentro de este tipo de estrategias con el fin de devolver al suelo los residuos de alimentos no consumidos y con ellos cantidades significativas de P, aunque no siempre a los suelos donde se cultivan estos alimentos. El compostaje de grandes cantidades de residuos de alimentos se puede llevar a cabo en las plantas de procesamiento de alimentos.

Otra alternativa puede ser el tratamiento y reutilización de excedentes humanos como materia fecal y orina. La separación de la orina de la materia fecal es la clave. La orina es esencialmente estéril y si no esta mezclada con materia sólida se puede almacenar y usar de

manera segura. Como ya se menciona anteriormente en lo referido a la transformación y reutilización de los desechos de ganado, el sistema de obtención de estruvita también se puede aplicar en este caso. La transformación, cristalización y recuperación de estruvita a partir de orina humana de aguas residuales urbanas es un prometedor proceso tecnológico que tiene el potencial de eliminar tanto el P de los subproductos de aguas residuales de manera más eficiente, como de proporcionar una fuente alternativa de fertilizante fosfatado (Jaffer et al., 2002). Ya en algunas zonas urbanas de Pakistán y en otras partes de Asia, más del 25% de las hortalizas urbanas están siendo fertilizadas con aguas residuales de las ciudades (Ensink et al., 2004).

Liu y colaboradores (2008) estimaron que a nivel mundial el 20% de los desechos humanos urbanos y el 70% de los residuos humanos rurales se reciclan y vuelven a los sistemas de producción de alimentos. En China, alrededor del 30% de los residuos humanos y el 94% de los residuos rurales se reciclan (Pan, S. C. et al., 1995), mientras que Bangkok recicla cerca del 10% del P de su dieta humana (Barles, 2010).

2- EL FOSFORO EN EL AGROECOSISTEMA

2-1 DISPONIBILIDAD DE FOSFORO EN EL SUELO

El fósforo es un elemento clave que influye sobre el rendimiento de los sistemas productivos. La cantidad que hay en el suelo y la forma en que se encuentra determinan la disponibilidad para los cultivos. Por ello es importante conocer los equilibrios entre las diferentes formas de fósforo, para hacer un uso más eficiente de este nutriente, sobre todo cuando se hace uso de los fertilizantes fosforados. (Suñer & Galantini, 2018). Además, la absorción y utilización de fósforo por las plantas juega un papel vital en la determinación del rendimiento final de los cultivos (Shen et al., 2011).

La baja disponibilidad de P en el suelo está asociada a diversos factores y puede ser atribuida al bajo contenido de P total, a la baja intensidad de la mineralización de los compuestos orgánicos fosfatado y a la alta estabilidad de los compuestos fosfatados del suelo (lo que implica una baja solubilidad y por tanto una muy débil liberación de formas disponibles) (Fernández López et al., 2001). Este ultimo punto esta relacionado también con el grado de acidez/alcalinidad del medio indicado a través del PH del suelo.

En muchos casos, la merma en el rendimiento de los cultivos se asocia al déficit de P en su forma disponible, más que a los valores de P total del suelo (Tang et al., 2001).

Con la idea de conocer cómo y en qué formas es que las plantas adquieren el P disponible en el suelo se explican a continuación algunos conceptos que ayudan a entender la dinámica de absorción de este nutriente:

- Las plantas adquieren P como aniones fosfato de la solución del suelo. De hecho, las raíces de las plantas sólo pueden tomar el P de la solución del suelo como aniones ortofosfato (HPO_4^{2-} y H_2PO_4^- ; Richardson et al., 2009).

- La disponibilidad del ion ortofosfato (HPO_4^{2-}) en la solución del suelo suele ser un factor limitante por lo que se estima que entre el 40% y el 60% del rendimiento de los cultivos es afectado por la disponibilidad de este nutriente (Von Uexküll & Mutert, 1995).

- La concentración de ortofosfato en la solución del suelo está influenciada por numerosos factores fisicoquímicos que afectan la cinética de desorción y difusión de los aniones ortofosfato y el grado de solubilidad de diversas fracciones de fósforo. También está influenciado por procesos biológicos tales como la hidrólisis de enlaces éster en compuestos orgánicos fosforados llevada a cabo por las enzimas fosfatasas y fitasas (Richardson et al., 2009).

2-1-1- Formas en las que se encuentra el fósforo en el suelo

El contenido de P total en el suelo es muy variable. Muchos tipos de suelo contienen cantidades considerables de P total en el orden de los 200 - 3000 mg P / kg de suelo (Richardson et al., 2009). La mayoría del P esta almacenado en el suelo en forma insoluble (mineral y orgánica) y no esta disponible para las plantas. A medida que las plantas van creciendo toman el P disponible y agotan esta fracción, la cual puede reponerse por la conversión del P insoluble a formas solubles, a través transformaciones químicas en el suelo con la ayuda de la actividad biológica (Soil Asociation, 2010).

Con respecto a los valores de P en el suelo se estima que del total presente (100% de P total), el valor porcentual de fósforo inorgánico (Pi) varía entre 35% y 70% del P total en el suelo (cálculo de Harrison, 1987) y los valores de fósforo orgánico (Po) varían entre 30% y 65% del P total (valores representativos para suelos agrícolas; Harrison, 1987).

El fósforo en el suelo se puede presentar de diferentes formas y puede cambiar de una forma a otra dependiendo del tipo de suelo, del contenido de materia orgánica, de la actividad de los microorganismos presentes en el suelo, las condiciones ambientales y los diferentes procesos que se desarrollan.

Para facilitar la comprensión, a continuación se explica cómo se encuentra el P en el suelo desde el punto de vista químico y desde el punto de vista de la nutrición vegetal, para interpretar de manera más precisa el concepto de disponibilidad para su aprovechamiento por parte de las plantas.

Desde el **punto de vista químico**, el P total contempla una parte inorgánica y otra orgánica (Figura 8).

Dentro de la **parte inorgánica** se encuentran los fosfatos inorgánicos en su forma soluble (fósforo en la solución del suelo), en su forma poco soluble (fósforo intercambiable/adsorbido en los coloides del suelo) y en su forma insoluble (precipitado, fósforo estructural en minerales primarios y secundarios y fósforo ocluido).

La solubilidad está relacionada con el valor de pH. El ion H_2PO_4^- (fosfato mono-ácido) es favorecido a pH menores a 7, mientras que el ion HPO_4^{2-} (fosfato di-ácido) por los pH más altos. A pH 6-7 la concentración de los iones en solución es máxima (Figura 7).

El fósforo intercambiable es también llamado fósforo adsorbido. La adsorción de fosfatos, es un fenómeno que también depende del pH. A pH ácidos aumentan las cargas positivas de los coloides y por ende, aumenta la adsorción. Representan del 15% al 30% del fósforo inorgánico (Pellegrini, 2017).

El fósforo insoluble forma parte de los minerales primarios y secundarios aunque también puede encontrarse ocluido. Dentro del grupo de los minerales primarios se encuentran las apatitas, $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})$, las cuales son compuestos con calcio, fosfato y además contienen flúor (F), cloro (Cl) o hidróxido (OH), formándose flúorapatita, clorapatita o hidroxapatita respectivamente. También hay minerales del grupo fosfato que forman complejos con aluminio (Al) como la variscitas, $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, y con hierro (Fe) tales como la vivianita, $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, y la estringita, $\text{Fe}_4\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Estos óxidos de hierro e hidróxidos de aluminio tienen un papel importante en la retención del fósforo en el suelo. Cuando ocurren dos enlaces de Al-O con el H_2PO_4^- se forma un anillo estable de seis elementos. En consecuencia la desorción es menos factible y se define como **fósforo ocluido**, ya que queda fuertemente retenido casi irreversiblemente.

Por otro lado, se encuentra la **parte orgánica** que corresponde al fósforo orgánico (Po) que se encuentra en forma de **fitatos, ácidos nucleicos, fosfolípidos y otros compuestos orgánicos**, agrupados bajo el nombre de fosfatos orgánicos. El Po corresponde en gran parte a monoésteres (hasta 90%) y en menor medida a diésteres, ácidos

teicoicos y fosfonatos (Condrón et al., 1990). La fracción correspondiente a monoéster se produce predominantemente como derivados catiónicos de hexacisfosfatos de inositol (principalmente como fitato), mientras que la fracción de fosfatos de azúcar y diéster (por ejemplo, ácidos nucleicos y fosfolípidos) constituyen sólo un pequeño componente (5%) (Anderson, 1980).

Para una mejor comprensión del origen y la prevalencia del Po, también es posible separarlo en tres fracciones:

- El Po contenido en los rastrojos de los cultivos y en las excreciones de origen animal, ambos no humificados.
- El Po contenido en el humus. El humus posee mayor o menor grado de disponibilidad de fósforo, por lo que de mayor a menor grado de disponibilidad se podría establecer: ácidos fúlvicos > ácidos húmicos > huminas.
- El Po contenido en la biomasa microbiana del suelo, donde forma parte de las estructuras de los microorganismos del suelo. Esta última fracción es la más dinámica por lo que sus valores varían considerablemente y se le presta especial atención en algunos temas desarrollados posteriormente.

Desde el **punto de vista de la nutrición vegetal**, se puede dividir a las fracciones fosforadas en tres grupos (Figura 9).

- 1-Fósforo en la **solución del suelo** (intensidad).
- 2-Fósforo en la **sección lábil** (capacidad).
- 3-Fósforo en la **sección no lábil**.

- 1- Fosfatos en solución** (“factor intensidad”): El factor “intensidad” de este nutriente está constituido por los fosfatos di-ácidos (H_2PO_4^-) y en menor medida por fosfato mono-ácidos (HPO_4^{2-}). Sólo un porcentaje muy bajo (entre 0,1 ppm y 0,3 ppm) se encuentra realmente en solución, plenamente disponible para plantas y microorganismos. Las plantas absorben P mayoritariamente como fosfato diácido (H_2PO_4^-) y diez veces más lento y en menor medida como fosfato mono-ácido (HPO_4^{2-}), la absorción de esta última forma se incrementa a medida que el pH sube a partir de 6,5.
- 2- Fosfatos en la sección lábil** (“factor capacidad”): El factor “capacidad” comprende a los iones adsorbidos. En minerales arcillosos, el P adsorbido es la fracción dominante de la sección lábil. Las formas precipitadas se encuentran en rápido equilibrio con las fracciones en la solución del suelo. El Po de bajo peso molecular (ácidos húmicos y ácidos fúlvicos) también conforma esta fracción.
- 3- Fosfatos en la sección no lábil**: Estos fosfatos son de muy escasa disponibilidad para el ciclo vegetativo anual, comprende a los minerales primarios y secundarios, al fósforo ocluido y al Po de alto peso molecular (huminas).

En relación a esto, Hedley et al. (1982) ha propuesto una alternativa para caracterizar las diferentes fracciones en que se encuentra el P en el suelo. Esta técnica de fraccionamiento remueve progresivamente desde las formas lábiles hasta las menos disponibles para las plantas en cada sucesiva extracción. Dicha técnica ha mostrado ser apropiada para dar información acerca de la distribución

de P en el suelo y, en forma aproximada, sobre cuál sería el destino del P proveniente del fertilizante. Sin embargo, ha presentado resultados poco consistentes con la disponibilidad para la nutrición. Esta técnica tiene en cuenta básicamente dos factores fundamentales tales como el nivel inicial de P extractable y la cantidad y tipo de arcilla del suelo. Si bien existen diferentes métodos para estimar el nivel de P extractable en el suelo (Tabla 8), uno de los más utilizados es el método Bray-1 con el que se puede conocer con cierta exactitud la existencia de alta o baja concentración de P en el suelo (Figura 10). El nivel inicial de P extractable es un factor de gran importancia, pudiéndose observar en suelos con mayores niveles de P extractable un mayor destino del P aplicado como fertilizante hacia las fracciones más estables de P del suelo (Ciampitti et al., 2008); mientras que en sitios con niveles bajos de P extractable el principal destino fue hacia las fracciones lábiles para amortiguar en mayor medida la disminución producida por la extracción de los cultivos.

La cantidad y tipo de arcilla se relaciona con el área superficial que favorece la magnitud del proceso de adsorción – desorción de P inorgánico. Una mayor área superficial expuesta aumenta la tendencia a la adsorción, por ello los suelos con altas cantidades de arcilla retienen más P que los suelos con bajos contenidos de arcilla (Havlin et al. 1999).

Estos conceptos son válidos para explicar el comportamiento diferente de los suelos en cuanto a la variabilidad presentada en el destino del P aplicado mediante fertilizantes inorgánicos fosforados. En el manejo de fertilizantes fosfatados, es de gran importancia conocer el destino final y, por ende, la eficiencia de uso del P aplicado.

2-1-2- Los procesos de disponibilidad e indisponibilidad de P en el suelo

El fósforo inorgánico (P_i) debe ser solubilizado y el fósforo orgánico (P_o) debe ser mineralizado a partir de las reservas del P total. Estos procesos tienen la finalidad de liberar ortofosfato en la solución del suelo en su forma disponible para las plantas. Sin embargo, la importancia relativa del P_o en la contribución de ortofosfato para la absorción de las plantas en comparación con la movilización directa de P a partir de los constituyentes minerales del suelo sigue siendo relativamente poco comprendida (Richardson et al., 2005). Por lo tanto, es deseable favorecer los procesos de renovación para lograr la disponibilidad de P en sus formas soluble y lábil. En este sentido, se debe tener en cuenta que los procesos a los que se hace referencia a continuación ocurren simultáneamente y de una u otra manera están relacionados entre sí, por lo que es muy importante conocer la dinámica de dichos procesos en relación a la disponibilidad de P (Figura 16, 17).

Contemplando todos los procesos, los más importantes son, por un lado, la adsorción, precipitación y solubilización del P_i presente en los coloides del suelo, en el que en algunos casos pueden intervenir las raíces de las plantas y, por otro lado, la mineralización e inmovilización del P_o por parte de los microorganismos del suelo.

Los factores que afectan a los procesos que se describen a continuación son principalmente el pH del suelo (grado de acidez - alcalinidad), textura del suelo (mayor o menor contenido partículas coloidales como las arcillas), la dinámica poblacional de los microorganismos y exudados de algunos compuestos (como ácidos

orgánicos y enzimas) por parte de ellos y en algunos casos los exudados radicales de las plantas (como ácidos orgánicos y enzimas).

2-1-2-1- Procesos que involucran las formas de fósforo inorgánico

Los iones fosfato pueden ser adsorbidos en minerales cargados positivamente tales como óxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al). Los iones fosfato también pueden formar una gama de minerales en combinación con otros metales tales como Calcio (Ca). Estos equilibrios de adsorción / desorción y precipitación / disolución controlan la concentración de P en la solución del suelo, por lo que también controlan su movilidad y disponibilidad.

Además de la concentración de iones de fósforo, los principales factores que determinan dichos equilibrios, así como la forma en la que se encuentra el P del suelo, son: i) el pH, ii) las concentraciones de aniones que compiten con los iones de fósforo para las reacciones de intercambio de ligandos y iii) las concentraciones de metales (Ca, Fe y Al) que pueden co-precipitar.

También están implicados otros procesos que pueden afectar el pH del suelo, como la liberación de protones / bicarbonatos (balance anión / catión) y gases (O_2 / CO_2). En este sentido, se destacan procesos que tienen que ver con la presencia de aniones orgánicos en la rizosfera que son capaces de liberar al medio rizosférico una fracción del P inorgánico retenido en las partículas coloidales del suelo. El exudado de aniones orgánicos puede ser inducido por las raíces de las plantas o incluso por algunas especies de bacterias pudiendo alterar la concentración de P en la solución del suelo.

2-1-2-1-1- Transformación el P insoluble o poco soluble en P soluble

Solubilización de la fracción de P inorgánico

Solubilización coloidal (física - química) del P inorgánico

La solubilización del P_i está relacionada con los fenómenos de adsorción-desorción desde los coloides del suelo, que esto a su vez, está relacionado con los valores variables de pH del medio, que caracteriza a los diferentes tipos de suelo existentes. La distribución de P entre varias especies en solución se determina en primer lugar por el pH de la solución. De hecho, los iones fosfato se derivan de la disociación del ácido ortofosfórico que se caracteriza por tres valores de pK (Figura 11). En el dominio del pH que es relevante para la mayoría de los suelos, $H_2PO_4^-$ y HPO_4^{2-} son los iones ortofosfato dominantes, siendo esta última la especie principal a pH superior a 7,2 (Lindsay, 1979).

Las reacciones de protonación-desprotonación gobiernan la dependencia del pH de la especiación de iones de fósforo. Además, dichos iones son importantes ligandos inorgánicos en la solución del suelo y, por lo tanto, tienen una fuerte tendencia a formar pares de iones o especies complejas con varios cationes metálicos como Ca^{2+} , Mg^{2+} por un lado, y Fe^{3+} y Al^{3+} por otro lado (Lindsay, 1979). Esto nuevamente dependerá del pH ya que la ocurrencia de tales cationes en la solución del suelo está determinada en gran medida por el pH de la solución del suelo. Los fosfatos de Fe y Al tienen una solubilidad

creciente con un pH creciente, mientras que los fosfatos de Ca tienen una solubilidad decreciente con un pH creciente, excepto para valores de pH superiores a 8 (Figura 12).

Cabe destacar que este proceso de solubilización coexiste con el proceso de precipitación de compuestos fosforados, que se verá en detalle más adelante.

Solubilización de P inorgánico por las raíces de las plantas

La disminución de la concentración de iones de fósforo en la solución del suelo en las proximidades de la raíz, además de generar el gradiente de concentración para la difusión del P hacia las raíces, desplaza los equilibrios de adsorción - precipitación - solubilización. De esta forma, las plantas logran tener acceso a la fracción poco disponible. Sin embargo, debido a la escasa solubilidad de la mayoría de los minerales que contienen fosfato y debido a la lenta cinética de la desorción de iones (que causa la mala reversibilidad de la adsorción de P), este efecto es de significación restringida en todos los suelos pobres en fósforo.

Los cambios en el potencial redox inducidos por las raíces de las plantas en la rizosfera (Fischer et al., 1989; Hinsinger, 1998, 2001) pueden ser responsables de cambios en el pH. Esto ha sido claramente demostrado por Begg et al. (1994) y Kirk (1997) en cultivos de arroz, donde estimaron la acidificación de la rizósfera inducida por la raíz. Tal acidificación de la rizósfera podría estar relacionada con una inhibición de la captación de nitratos (NO_3^-) en respuesta a la deficiencia de P, y con un consiguiente aumento de cationes sobre la absorción de aniones (Hinsinger, 2001).

Numerosos estudios con rocas fosfatadas han aportado pruebas adicionales de que la liberación de protones (H^+) por las raíces de las plantas puede aumentar considerablemente la disolución de las rocas fosfáticas y, por lo tanto, la biodisponibilidad de fósforo en la rizosfera (Hinsinger, 2001).

Existen casos en los que las raíces de algunas especies de plantas exudan, hacia la rizosfera, cantidades significativas de determinados compuestos en forma de ácidos orgánicos como por ejemplo, citrato. El efecto del citrato (y de cualquier otro anión orgánico complejo de este tipo) favorece la movilidad del P_i mediante varios mecanismos que conllevan a la desorción de los iones de P a través del mecanismo de intercambio de ligandos (Hinsinger, 2001).

La sobre-expresión de un gen de la enzima citrato-sintasa en plantas de tabaco demostró que mejoraba la exudación de ácidos orgánicos. Según López-Bucio y colaboradores (2000), la expresión de un gen bacteriano (proveniente de *Pseudomonas aeruginosa*) de la enzima citrato-sintasa en plantas de tabaco (*Nicotiana tabacum*) genera un incremento del orden de 4 veces del proceso de exudación de citrato por las raíces, con lo que mejora la nutrición de P en estas plantas creciendo en un suelo calcáreo.

Por lo tanto, las raíces pueden ser responsables de cambios considerables del pH de la rizósfera (Hinsinger, 1998; Jaillard et al., 2001) a través del exudado de ácidos orgánicos y como consecuencia de este proceso puede verse afectada positivamente la disponibilidad de P_i para las plantas.

Solubilización del P inorgánico por algunos microorganismos del suelo

La solubilización de P mineral es un proceso relacionado fundamentalmente con la producción y liberación de ácidos orgánicos por algunos microorganismos del suelo (Rodríguez & Fraga, 1999). Distintos ácidos orgánicos tales como: el ácido oxálico, el malónico, el succínico y el glucónico han sido identificados y relacionados con este proceso (Illmer & Shinner, 1995). La liberación de estos ácidos a la rizosfera provoca su acidificación y esto puede directamente incrementar la solubilización del fósforo (Fernández & Rodríguez, 2005). Los microorganismos solubilizadores de fósforo constituyen hasta un 40% de la población de bacterias del suelo y una porción significativa de ellos pueden ser aislados de la rizosfera (Kucey, 1983).

Numerosos estudios han demostrado que la respuesta de las plantas a una inoculación con microorganismos en muchos casos ha sido atribuida a mejorar la adquisición de P por las mismas (Fernández & Rodríguez, 2005). Esto ha generado un rango de microorganismos con un amplio potencial para incrementar la disponibilidad de fósforo, los cuales han sido identificados y caracterizados (Rodríguez & Fraga, 1999).

La liberación de ácidos orgánicos que promueven la solubilización de P inorgánico, es característico de bacterias gram negativas, entre ellas *Pseudomonas cepacia*, *Erwinia herbicola* y *Burkholderia cepacia* (Fernández & Rodríguez, 2005).

2-1-2-1-2- Transformación del P soluble o poco soluble en P insoluble:

Fijación / adsorción del P inorgánico

Dentro de este proceso se encuentra la adsorción física (los fosfatos se pegan por sus cargas a cationes), la adsorción química (los fosfatos reaccionan en medio alcalino dando óxidos o hidróxidos) y la sustitución de aniones por fosfatos (por ejemplo, cuando los cloruros de un mineral son reemplazados por fósforo). La fijación de fosfato aumenta significativamente en los suelos ácidos, lo que representa casi el 26% de los suelos del mundo (Eswaran et al., 1997). El equilibrio entre los fosfatos adsorbidos y los que están en solución en general es muy dinámico.

Los principales procesos que controlan la concentración de la solución de fósforo en suelos son la adsorción y la desorción de diversos constituyentes. Como la mayoría de las especies químicas de P presentes en la solución del suelo están cargadas negativamente, los principales absorbentes son aquellos constituyentes del suelo que soportan cargas positivas. Éstos comprenden diversos compuestos de carga variable que contienen grupos hidroxilo (óxidos de Fe y Al), carboxilo (materia orgánica) o silanol (arcillas).

Numerosos trabajos han demostrado que las superficies de óxidos metálicos y otros coloides como los minerales de arcilla tienen una mayor afinidad por los iones de fósforo que por la mayoría de otros ligandos inorgánicos competidores (como sulfato o bicarbonato) o ligandos orgánicos (como aniones carboxílicos).

Precipitación del P inorgánico

Las formas precipitadas de P muestran grados variables de solubilidad (Sample et al., 1980; Sanyal & De Datta, 1991), como muestra la Figura 13. Los iones fosfato precipitan fácilmente con cationes metálicos, formando una gama de minerales fosfatados. El tipo de mineral formado dependerá en primer lugar del pH del suelo, ya que regula la ocurrencia y abundancia de los cationes metálicos que son propensos a precipitar con iones fosfatos en la solución del suelo. Por lo tanto, en los suelos neutros a alcalinos (pH mayores a 7), los iones fosfatos precipitan más bien como fosfatos de Ca: fosfatos dicálcicos u octacálcicos, hidroxiapatita y finalmente apatitas menos solubles (Lindsay et al., 1989). Por el contrario, bajo condiciones ácidas (pH menores a 7), los iones fosfatos precipitan como fosfatos de Fe y Al, tales como estrengita ($\text{FePO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$), vivianita ($\text{Fe}_3\text{PO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$), variscita ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y diversos minerales del grupo de las plumbogummitas (Lindsay et al., 1989).

2-1-2-2- Procesos que involucran las formas de fósforo orgánico

Los microorganismos participan de los procesos de solubilización, mineralización e inmovilización del Po por lo que tienen un rol fundamental en relación a dichos procesos. La actividad microbiana es afectada por diferentes factores entre los que se destacan la temperatura del suelo, la humedad del suelo y el pH del suelo.

Con respecto a la temperatura, la mineralización del Po aumenta marcadamente cuando la temperatura es igual o mayor a 30°C. La humedad del suelo resulta importante ya que con nivel de humedad cercano al 70% de saturación, el fósforo disponible aumenta, aunque parece bastante probable que se confundan las reacciones de mineralización y de solubilización de Pi. La reacción del suelo, indicada por los valores de pH del suelo es también un factor fundamental debido a que la mineralización más adecuada ocurre en medios próximos a la neutralidad (Soil Association, 2010).

2-1-2-2-1- Transformación del P orgánico a formas de P inorgánico:

Solubilización de la fracción de P orgánico

La solubilización de Po es un proceso dirigido por enzimas, entre las que se encuentran las fosfatasas y las fitasas presentes en el suelo. La actividad enzimática es usada frecuentemente como un indicador de la actividad microbiana del suelo.

Solubilización de P orgánico por algunos microorganismos del suelo

A diferencia de la solubilización de fósforo mineral, la solubilización de Po es un proceso dirigido por enzimas, muchas de las cuales son producidas por hongos y bacterias específicos, entre los que se encuentran algunas especies del género Actinomycetes (Richardson et al., 2011). Estos microorganismos forman parte de la microfauna edáfica natural y algunos de ellos son manipulados y utilizados como inoculantes microbianos para favorecer este proceso de solubilización. El principal esfuerzo para mejorar la disponibilidad de P utilizando inoculantes microbianos se ha centrado en los hongos que solubilizan P y en particular especies como *Penicillium bilaiae* y *Penicillium radicum* (Richardson et al., 2011). La solubilización de P por *Penicillium* spp

generalmente se ha atribuido a la liberación de aniones orgánicos (por ejemplo, gluconato, oxalato, citrato) que se espera que movilicen P del suelo (Richardson et al., 2011). Un ejemplo de esto son algunas especies de *Penicillium* spp capaces de mineralizar formas orgánicas de P en medios de laboratorio (Yadav & Tarafdar, 2003), aunque se conoce relativamente poco sobre la eficacia de sus actividades extracelulares en el suelo, como se ha investigado para otras enzimas fúngicas (Fernández & Rodríguez, 2005). Entre estas enzimas se encuentran las fosfatasas ácidas, las fitasas, las fosfonatasas y las C-P-liasas.

Las fosfatasas participan en la desfosforilación de los grupos fosfoester unidos a la materia orgánica y las fitasas catalizan el proceso de hidrólisis del ácido fítico (Figura 14) liberando de forma secuencial hasta seis grupos ortofosfatos libres. De acuerdo con su localización celular, tienen como función eliminar un fosfoester orgánico que forma parte de componentes de alto peso molecular, suministrando nutrientes esenciales a la célula para su desarrollo (Vincent et al., 1992). Las fosfonatasas y C-P liasas participan en la ruptura del enlace carbono - fósforo de los organofosfonatos. El principal trabajo le corresponde a las fosfatasas ácidas y a las fitasas, debido a la presencia predominante de sus sustratos en el suelo (Rodríguez et al., 2006).

Existen diferentes patrones de actividad fosfatasa que están ampliamente distribuidos en las bacterias, particularmente las pertenecientes a la familia Enterobacteriaceae. La producción de estas enzimas está controlada por mecanismos regulatorios complejos, de manera que la actividad de las mismas es detectable sólo bajo condiciones ambientales específicas (Fernández & Rodríguez, 2005). Uno de los enfoques más recientes para el uso de estas enzimas es la transferencia y expresión de sus genes a bacterias promotoras del crecimiento para obtener cepas solubilizadoras de fósforo. En este sentido, la transferencia de un gen que codifica para la fosfatasa ácida NapA de *Morganella morganii* a *Burkholderia cepacia* ha sido bien caracterizada, e incluso se ha logrado evaluar exitosamente la expresión heteróloga de dicho gen en la cepa receptora (Fraga et al., 2001).

Durante más de 20 años las enzimas fitasas (myo-inositol hexofosfato hidrolasas) han atraído la atención de los científicos por ser consideradas proteínas con gran aplicación comercial y ambiental (Fernández & Rodríguez, 2005). Estas enzimas pertenecen a una clase especial de fosfatasas capaces de hidrolizar el ácido fítico (myo-inositol 1, 2, 3, 4, 5, 6 hexakisfosfato), a derivados del myo-inositol menos fosforilados y a fosfato. Las fitasas se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza. Están presentes en plantas, microorganismos, así como en algunos tejidos animales (Liu et al., 1998). La actividad de estas enzimas se encuentra en mayor proporción en los microorganismos. Se ha reportado producción de esta enzima en bacterias gram positivas (como es el caso de las bacterias del genero *Bacillus*), en bacterias gram negativas (*Escherichia coli*, *Klebsiella* y *Pseudomonas* sp.) y, además, en hongos filamentosos, específicamente *Aspergillus niger* (Fernández & Rodríguez, 2005). En su mayoría, las fitasas producidas por bacterias gram negativas son proteínas intracelulares y periplasmáticas, a diferencia de los microorganismos gram positivos donde estas enzimas son extracelulares. Se identificaron dos tipos principales de fitasas. Las fitasas ácidas, con un pH óptimo entre 2,5 y 5,5 que pertenecen a la familia de las fosfatasas histidinas ácidas (HAP) y las fitasas alcalinas con un pH óptimo entre 6 y 8,

consideradas como fitasas de nuevo tipo, por su alta especificidad al ácido fítico y la presencia necesaria del ion calcio para su actividad enzimática (Fernández & Rodríguez, 2005).

El uso de las fitasas para su aplicación en la agricultura puede estar vinculado a la utilización del ácido fítico (Figura 14) como fuente primaria de P y lograr una mejor movilización de este elemento hacia las plantas, debido a que la habilidad para obtener P directamente del ácido fítico por parte de estas es muy limitado (Rodríguez et al., 2006). Muchos genes de fitasa han sido aislados de hongos, plantas y bacterias (Lei & Stahl, 2001). En el año 2001, se ha publicado un estudio científico que afirma que un gen de fitasa (phy A) aislado de *Aspergillus niger* se expresó en las raíces de la planta *Arabidopsis* siendo secretado como una enzima extracelular. Este gen es capaz de hidrolizar P del ácido fítico en la planta estudiada, que mediante su expresión en las raíces, adquirió la capacidad de obtener P a partir de dicho ácido (Richardson et al., 2001). Varios genes de fitasa (phy) aislados de *Bacillus* han sido aislados y caracterizados (Tye et al., 2002). Su transferencia y expresión en bacterias promotoras del crecimiento para obtener cepas solubilizadoras de P, origina gran interés para la biotecnología moderna como una vía de favorecer a las plantas con una mayor fuente de fósforo orgánico.

Mineralización del P orgánico

La presencia de materia orgánica se encuentra dominada de cargas negativas posibilitando la formación de cationes hidroxilados con Fe y Al que inmovilizan estos iones dejando en libertad a los iones fosfatos, incrementando el P disponible de los suelos. Este P liberado participa en el equilibrio solución - adsorción. Por otro lado, la mineralización libera CO₂, y otros ácidos a la rizósfera los cuales colaboran en la solubilización de los fosfatos del suelo. La literatura cita tasas de mineralización inferiores a 1 kg*ha⁻¹*año⁻¹ (Gardner, 1990).

El P microbiano se libera cuando las fuentes de carbono fácilmente disponibles se agotan en respuesta a cambios en el contenido de agua en el suelo (Turner et al., 2003), o como resultado de la depredación (Bonkowski, 2004). El P microbiano se presenta como ortofosfato inorgánico, polifosfatos y una gama de compuestos orgánicos principalmente como ácidos nucleicos y fosfolípidos que son fácilmente mineralizados en el suelo y, por lo tanto, potencialmente disponibles para las plantas (Macklon et al., 1997).

2-1-2-2-2- Transformación el P inorgánico en P orgánico

Inmovilización biológica del P inorgánico

La inmovilización biológica del P es la incorporación del mismo al protoplasma de los microorganismos del suelo. Este proceso es muy dinámico, no tiene una larga duración y en el balance puede ser beneficioso para las plantas. La comunidad de microorganismos que contienen y utilizan P es altamente dinámica porque los microorganismos reaccionan fácilmente a los cambios en la temperatura del suelo, la humedad y la disponibilidad de carbono. La modificación de un suelo con la incorporación de una fuente de carbono, como sucede con la incorporación del rastrojo, estimula el crecimiento microbiano y esto conlleva a una disminución rápida de la concentración

de P del suelo (Bünemann et al., 2004, Fig. 4) y a la inmovilización temporal del mismo en la biomasa microbiana.

Incluso en condiciones de bajo nivel de fósforo, la biomasa microbiana puede crecer rápidamente y puede aumentar varias veces cuando el carbono fácilmente degradable está disponible (Bünemann et al., 2004). A corto plazo, esto genera una competencia por el P disponible entre los microorganismos y las raíces de las plantas, pero a largo plazo se genera un beneficio ya que el P retenido por los microorganismos constituye una fuente fácilmente degradable y disponible para las plantas.

Además, las plantas pueden promover el crecimiento de microorganismos mediante la exudación de carbono orgánico y nitrógeno fácilmente disponibles producida por las raíces (Wichern et al., 2007), lo que indica que la inmovilización microbiana de P puede ser una fuente importante de dicho nutriente en la rizosfera.

El desafío en los sistemas de cultivo para obtener cualquier beneficio de la liberación de P microbiano en estas circunstancias es asegurar que la inmovilización y liberación de P microbiano esté en sincronía con los requerimientos de un cultivo o pastura.

Adsorción del P inorgánico en la materia orgánica

El fosfato inorgánico puede ser adsorbido en la materia orgánica debido a las cargas positivas y negativas que posee proporcionándole la capacidad de reaccionar con los fosfatos libres en la solución del suelo.

2-2- LA FERTILIZACION CON FOSFORO

2-2-1- La historia del P como componente de los fertilizantes

Transición del uso de fertilizantes orgánicos a fertilizantes minerales

El fósforo mineral del fosfato de roca se formó hace 10-15 millones de años (White, 2000). Sin embargo, el uso de fertilizantes como una práctica agrícola regular comenzó en la mayoría de los países europeos a mediados de finales del siglo XIX, y el mayor aumento en el consumo en estos países se produjo en las tres décadas siguientes a la Segunda Guerra Mundial. Su uso creciente en los países en desarrollo comenzó en los años sesenta (Isherwood, 2000).

Aproximadamente el 90% del uso de P se destina a la producción de alimentos, incluidos los fertilizantes, los piensos y los aditivos alimentarios (Smil, 2000). En la actualidad, los fertilizantes de P obtenidos a partir de rocas de fosfato en minas representan alrededor de 15 toneladas métricas de P al año (Jasinski, 2006; Rosmarin, 2004). Hoy, la producción de fertilizantes representa del 80% hasta el 90% de la demanda mundial de fosfato (Childers et al., 2011). El promedio global de las tasas de fertilización en agricultura son de 10 kilogramos (kg) de P por hectárea (ha), pero esto varía de unos 3 kg de P por ha en África a más de 25 kg de P por ha en algunas partes de Europa (Liu et al., 2008). La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (**FAO**) **estimó que entre el 15% y el 30% de los fertilizantes es absorbido por los cultivos**, y esto generalmente es así ya que la fertilización es muy superior a la demanda de las plantas (FAO, 2006).

¿Que nos llevo a fertilizar con fósforo?

Una de las grandes causas que ha contribuido al aumento en el uso de fertilizantes químicos ha sido consecuencia de la adopción de determinadas técnicas de producción de la llamada “revolución verde”. La “revolución verde” consistió en un conjunto de tecnologías integradas por componentes materiales, como lo son la utilización de variedades mejoradas de dos cereales básicos (arroz y trigo) para lograr altos rendimientos, el riego o el abastecimiento controlado de agua, las mejoras en el aprovechamiento de la humedad, los fertilizantes y plaguicidas, y las correspondientes técnicas de gestión.

El consumo mundial de fertilizantes se ha incrementado a una tasa anual del 3,3%, o 2,56 millones de toneladas $N+P_2O_5+K_2O$ por año, desde 1961 a 2013 (Figura 18). Este incremento se ha asociado al aumento de la producción de cereales que crecieron a un ritmo del 2,2% anual, o 31,5 millones de toneladas por año. Se estima que aproximadamente el 50% de los rendimientos actuales de los cultivos se puede atribuir al uso de fertilizantes (Stewart et al., 2005).

La producción agrícola deberá abastecer la demanda creciente de alimentos, fibras, biomateriales y biocombustibles, de una población que se estima puede llegar a 12 mil millones de habitantes hacia 2100. Los nutrientes, y fertilizantes, juegan un rol fundamental para satisfacer estas demandas crecientes, en una agricultura que debe intensificar su producción en áreas actualmente bajo cultivo para preservar tierras no aptas para tal fin (ecosistemas frágiles, reservas naturales, etc.). Para los nutrientes, y fertilizantes, el desafío es producir más alimentos y energía con menor impacto ambiental, es decir evitando generar efectos negativos en el balance de gases de efecto invernadero, en los ecosistemas y su biodiversidad y en la calidad del aire, del agua y del suelo (García & González Sanjuan, 2015). El uso eficiente y efectivo de los nutrientes es clave para incrementar la producción con la misma o más baja cantidad de aportes externos y para reducir las pérdidas en el medio ambiente. El manejo ineficiente tiene efectos negativos sobre el medio ambiente y la salud humana y, por lo tanto, el desarrollo sostenible requiere de la adopción de prácticas responsables de uso y manejo de nutrientes y fertilizantes (García & González Sanjuan, 2015).

Con la finalidad de lograr la seguridad alimentaria en los países en vías de desarrollo, es necesario intensificar de manera sostenible los sistemas de la producción agrícola para obtener incrementos de productividad y generar ganancias económicas.

Dos contribuyentes significativos a la creciente demanda de P han sido la creciente popularidad de las dietas basadas en carne y lácteos, especialmente en economías en crecimiento como China e India, y la expansión de la industria de los biocombustibles. La preocupación creciente por la escasez de petróleo y el cambio climático condujo al reciente aumento de la producción de biocombustibles. La industria de biocombustibles compite con la producción de alimentos para granos y tierras productivas y también con el abastecimiento de fertilizantes de P. El año 2007 fue el primer año en el que un claro aumento de la demanda de roca fosfórica pudo atribuirse a la producción de etanol (Cordell et al., 2009).

Por lo tanto queda en evidencia que las causas del aumento del uso de fertilizantes fosforados a lo largo de la historia se corresponden en un principio con el paradigma de la “revolución verde” y cuestiones culturales alimenticias como el aumento en el consumo de carne y

leche, y por la creciente producción de biocombustibles como cuestión mas reciente cercana a la actualidad.

El uso de fertilizantes en Argentina

En la década del '80 se intensifica el proceso de agriculturización con intenso laboreo, en la mayoría de las regiones productivas de la pampa húmeda se alcanzan y/o superan valores de 80% de uso agrícola del suelo (García & González Sanjuan, 2015). Hacia la mitad de la década, los niveles de materia orgánica en la capa arable del suelo cayeron aproximadamente al 50% del contenido original y el uso de fertilizantes minerales era muy bajo con valores cercanos a 13 kg/ha cultivada (Tabla 9; García & González Sanjuan, 2015).

Este consumo se concentraba en cultivos regionales como caña de azúcar y frutales, en papa, en trigo y, en mucho menor grado, en maíz y pasturas. Comenzó un proceso de deterioro de los suelos agravado por el desbalance entre extracción de nutrientes por las cosechas y reposición por fertilización. Esta década del '80 marcó varios avances en la investigación, extensión y educación en fertilidad de suelos y fertilización de cultivos.

La Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación (SAGyP) implementó junto con el INTA y la Junta Nacional de Granos en 1983/84, el subprograma "Fertilizantes", cuya finalidad era aumentar la productividad agrícola a través de un mayor empleo de fertilizantes, estableciendo para tal fin los Planes "Canje" (Cereal por Fertilizante) (García & González Sanjuan, 2015).

En 1983, INTA publicó el primer mapa regional donde se mostraban los contenidos de fósforo extractable (Bray 1) de los suelos, estableciéndose áreas con niveles deficientes, medios y suficientes para los cultivos dentro de la Región Pampeana (García & González Sanjuan, 2015).

La década del '90 fue la del despegue en el uso de fertilizantes para la agricultura extensiva en Argentina. Distintos factores económicos, comerciales, logísticos, técnicos y científicos se combinaron para permitir la expansión del uso de fertilizantes que pasó de aproximadamente 250 mil toneladas a más de 1,6 millones de toneladas en este período (García & González Sanjuan, 2015). Entre los factores tecnológicos destacados en este período, la adopción de sistemas de siembra directa (SD) en cultivos extensivos, impulsó decisivamente el uso de fertilizantes (García & González Sanjuan, 2015). Al igual que a nivel mundial, el incremento de la producción de granos en la Argentina se asocia al aumento del consumo de fertilizantes (Figura 19).

Entre 1993 y 2014, el consumo de fertilizantes creció 150 mil toneladas de fertilizante por año, a una tasa anual del 10,1%, y la producción de granos (cereales y oleaginosos) 3,3 millones de toneladas por año, equivalente a una tasa anual de 5,2% (García & González Sanjuan, 2015).

La Figura 20 muestra que la producción de granos aumento 16,6 millones de toneladas por cada millón de toneladas de incremento en el consumo de fertilizantes entre 1993 y 2011 (García & González Sanjuan, 2013). La Figura 21 muestra que los rendimientos relativos de los principales cultivos de grano se incrementaron en un 12% por cada millón de toneladas de incremento en el consumo de fertilizantes en el mismo período. Obviamente, otros factores han participado en el

incremento de la producción y el rendimiento de los cultivos en este período como el aumento en la superficie de siembra, la genética de los cultivos, la adopción de diversas tecnologías e insumos y un mejor manejo de suelos y cultivos, entre otros.

La fertilización fosforada en los sistemas de producción agrícola-ganaderos y el aumento de rendimientos de cultivos y pasturas

La fertilización en los sistemas de producción de cultivos extensivos en Argentina se ha incrementado en los últimos 20 años mediante la adopción del sistema de “siembra directa” por parte de los productores agrícolas, la utilización de variedades e híbridos de alto potencial y por el avance en las tecnologías de manejo de los cultivos y su protección, entre otros factores.

El crecimiento del uso de fertilizantes se hace evidente si se considera la evolución del consumo aparente de fertilizantes (Figura 22), el cual acompañó la expansión agrícola, contribuyó al incremento de la producción y permitió mejorar los balances nutricionales lográndose incrementos en la relación aplicación/extracción de 0.14 a 0.43, 0.14 a 0.70, 0.01 a 0.02 y 0.03 a 0.50 entre 1993 y 2011, para N, P, K y S, respectivamente (Figura 23; García & González Sanjuan, 2013)

Como se ha mencionado anteriormente, la utilización de fertilizantes se relaciona a grandes rasgos, proporcional y directamente con los incrementos en producción y el rendimiento de los cultivos.

Si bien el aporte de la adecuada nutrición de cultivos al rendimiento de los cultivos es altamente variable según la condición de sitio (suelo, cultivo, clima), a nivel mundial se reporta una contribución promedio del 40% al 70%. A nivel nacional, Alvarez y colaboradores (2012) estimaron que entre 1967/68 y 2007/08, la fertilización contribuyó en un 16% al incremento de los rendimientos. Los autores indican que esta contribución es menor que en otras regiones del mundo probablemente por las menores dosis aplicadas en el país, la predominancia de soja que fija el nitrógeno atmosférico y la alta fertilidad de los suelos agrícolas.

Los objetivos de la fertilización son, por un lado, complementar la oferta natural de nutrientes del suelo para satisfacer la demanda de cultivos con alto potencial de rendimiento y producir económicamente rendimientos viables y, por otro lado, compensar los nutrientes perdidos por la eliminación de productos vegetales o por lixiviación o pérdida gaseosa y mejorar desfavorables o mantener buenas condiciones de suelo para el cultivo.

Dentro del conjunto de fertilizantes de macronutrientes se encuentran los fosforados tales como el fosfato diamónico y monoamónico que explican entre el 60 y el 70 por ciento del uso de fosfatos en los sistemas de producción agrícola-ganaderos. También se encuentra el superfosfato triple que se aplica sobre todo en pasturas. El consumo de P_2O_5 se incrementó de 58 mil ton (26 mil ton de P) a 585 mil ton (307 mil ton de P) en 2014, con un pico de consumo de 702 mil ton (307 mil ton de P) en 2007 (Figura 24). Entre los fosfatados, los más utilizados son el fosfato monoamónico y el fosfato diamónico con el 52% y 23%, respectivamente, del consumo total de P (García & González Sanjuan, 2015).

2-2-2- ¿Qué ocurre con el fósforo cuando se incorpora al suelo?

2-2-2-1- Dinámica del fósforo fertilizante. ¿Por qué una parte queda indisponible?

El fertilizante fosfatado en el suelo difunde lentamente desde el gránulo y, si no es absorbido por las raíces de las plantas, será adsorbido por las partículas del suelo o precipitará de manera que su disponibilidad se reducirá en el tiempo (Tiessen, 2003).

Las raíces agotan rápidamente el fósforo en la solución del suelo y su concentración en la superficie de la raíz se estima en el orden de los 0,05 - 0,2 mM (Richardson et. al., 2009).

En consecuencia, el crecimiento de las plantas se beneficia con la aplicación de fertilizantes fosforados porque aumenta la tasa de difusión de P a las raíces y promueve el crecimiento de las raíces en el suelo no explorado (Richardson et. al., 2009).

El proceso de adsorción de fósforo proveniente de fertilizantes.

Una vez que los fertilizantes fosforados son incorporados al suelo se desencadenan numerosos procesos ya mencionados en apartados anteriores, que dependen principalmente de cuestiones ambientales y edáficas. Más allá de esto, resulta interesante resaltar algunas particularidades.

En los suelos con bajos niveles de fósforo se desencadenan procesos que conducen a la acumulación de este nutriente en el suelo pero, en realidad, se genera una disminución en el valor residual del fertilizante recién aplicado luego de un periodo de tiempo considerado (Simpson et al., 2011). Esto es así, ya que el fosfato se adsorbe inicialmente a la superficie de las partículas del suelo, precipita con Ca, Al y Fe o bien queda retenido en la fracción orgánica del suelo, quedando poco disponible para las plantas. Esta situación puede revertirse dada la reacción continua del fosfato con el suelo que implica consecuentemente una difusión lenta del fosfato hacia la solución del suelo (Simpson et al., 2011). La reacción de adsorción es impulsada por la concentración de fosfato en la solución del suelo y es considerablemente más rápida que la reacción de desorción que se producirá cuando la concentración de fosfato de la solución del suelo se agota (Simpson et al., 2011).

Como consecuencia de la dinámica de fijación orgánica e inorgánica de fósforo descripta anteriormente, hay estudios que indican que en algunos ambientes edáficos casi el 80% del fosfato aplicado puede no estar disponible para las plantas (Holford, 1997). De hecho, la acumulación de fósforo fertilizado en el suelo es consistente con otros estudios que demuestran que la eficiencia de uso del fósforo aplicado (como superfosfato) por las plantas es sólo 10-20% en el año de aplicación y alcanza generalmente un máximo de alrededor del 50% al valor residual (Holford, 1997). El grado de esta ineficiencia en la recuperación del P aplicado depende del tipo de suelo, de la concentración de P total en el suelo y de la forma en que se aplica el mismo.

El proceso de lixiviación de fósforo

Las pérdidas debidas a la lixiviación varían considerablemente con el tipo de suelo, el manejo de fertilizantes y las especies de plantas, y pueden ser un componente significativo del balance de P.

Para los sistemas de cultivo en suelos con una capacidad de absorción de P moderada a alta, las pérdidas suelen ser relativamente pequeñas (<0,4% - <5% de fósforo aplicado; Simpson et al., 2011). Esto se relaciona con el tipo de suelo, ya que si estos presentan textura arcillosa y alta capacidad de intercambio catiónico (CIC), lógicamente adquieren una condición de alta absorción de fósforo, que hace que éste nutriente se encuentre menos disponible para las plantas al efectuar una fertilización fosforada. Por otro lado, aquellos suelos con textura arenosa y con bajo contenido de fósforo, adquieren baja capacidad de retención de fósforo y manifiestan pérdidas muy grandes de dicho nutriente (40% - 90% del fósforo aplicado; Simpson et al., 2011). Por lo tanto, al realizar una fertilización fosforada con cantidades inadecuadas de dicho nutriente en suelos con baja absorción se generan problemas de lixiviación y simultáneamente pérdida de P del sistema.

La pérdida por lavado o lixiviación de nutrientes en estos suelos no solo es uno de los principales problemas de los sistemas agropecuarios sino que también trae asociada la eutrofización de los cuerpos de agua como consecuencia. Por lo tanto, la fertilización fosfatada en estas condiciones genera grandes desbalances entre las entradas y las salidas del P del sistema, y esta situación sería un indicador importante de las grandes pérdidas de este nutriente al medio ambiente (Simpson et al., 2011).

Sin embargo, las ineficiencias del equilibrio de P en los suelos con alta capacidad de absorción de P generalmente se asocian a su acumulación en el suelo, incluso cuando las tasas de aplicación de fertilizante fosforado son moderadas y sólo apuntan a mantener niveles adecuados de P disponible para las plantas.

En Argentina, existe un balance negativo de P debido a las bajas tasas de reposición vía fertilización lo cual determina un creciente empobrecimiento de dicho nutriente en los suelos (Cruzate & Casas, 2012).

El efecto de los balances suele relacionarse con la variación del P-Bray que es solamente un indicador de la disponibilidad de este nutriente. Las caídas de niveles de P-Bray en los suelos se verifican en numerosas regiones de nuestro país. Los balances negativos de P a lo largo de los años han reducido los niveles de P-Bray en suelos del oeste de la región pampeana según datos proporcionados por la zona Oeste de CREA (García & González Sanjuan, 2013).

La residualidad del fósforo en el suelo

El fenómeno de residualidad es un factor importante en la dinámica del fósforo, depende principalmente de la textura del suelo y es un proceso que conduce a la recuperación del fósforo fertilizado en el largo plazo. Típicamente, la recuperación (utilización) del fertilizante fosforado recientemente adicionado a un cultivo es relativamente baja (10-35% del fósforo aplicado; García et al, 2009). A su vez, las pérdidas de P desde el suelo, son mínimas en suelos con alto contenido de arcillas debido a su fuerte interacción con el mismo. Por ello, cuando se aplican fertilizantes fosfatados en dosis que superan la exportación y en forma continua, los valores de P del suelo tienden a aumentar. Este

enriquecimiento de P extractable puede ser aprovechado por cultivos posteriores y a este proceso se lo denomina residualidad.

El efecto residual en el nivel de P extractable depende de la dosis de P aplicado, de la remoción en productos de cosecha y del tipo de suelo por los efectos de precipitación y adsorción, inmovilización en la materia orgánica, y pérdidas por lavado y erosión. Los factores más importantes son la dosis agregada y la exportación por el cultivo.

El nivel de P extractable que se alcanza en el primer año de aplicación tiende a disminuir en los años siguientes si no se realizan nuevas aplicaciones (Berardo & Grattone, 2000).

El conocimiento de la residualidad de las aplicaciones de P permite realizar un manejo más eficiente de la fertilización, especialmente en las situaciones en las que las recomendaciones se proponen de acuerdo a la filosofía de reconstrucción y mantenimiento del nivel de P del suelo que implica llevar el nivel de P extractable a un nivel considerado adecuado para la producción de cultivos y, una vez alcanzado, mantenerlo. Este fenómeno explica también la práctica habitual de “recargar” el suelo con P, llevada adelante por algunos agricultores, que al encontrarse en algún momento con fertilizante a bajo precio, aprovechan a incorporar una mayor cantidad de fósforo sabiendo que lo recuperan en los años subsiguientes.

2-2-2-2- Interacción con otros fertilizantes

El P suele tener una fuerte interacción positiva con nitrógeno (N) y azufre (S). La Figura 25 muestra un ejemplo de interacción NPS donde la fertilización conjunta NPS supera significativamente tanto en rendimiento como en margen neto de ganancia a las fertilizaciones con P, NP o NS. Esto ha sido demostrado por García y colaboradores (2009) que a través de un estudio llegaron a los siguientes resultados. Cuando se aplicó P solo, el margen fue de U\$12/ha (diferencia P vs. Testigo), pero cuando el P se aplicó sobre base NS, el margen para la aplicación de P se incrementó en U\$84/ha (diferencia NPS vs. NS).

Para optimizar el manejo de los nutrientes N y S, se debe considerar llevar los niveles de P Bray-1 (P extractable) del suelo a valores que no sean limitantes para los cultivos (Ver valores umbrales en Tabla 10); de esta manera se asegura una correcta nutrición fosforada que ayuda a mejorar la eficiencia de uso de los demás nutrientes aplicados a los cultivos, en particular, y a la rotación agrícola, en general.

También existe una relación con la fuente de N que se utiliza. El N y el P comúnmente son aplicados juntos como “arrancador” porque la disponibilidad de P mejora cuando se combinan en una banda con nitrógeno amoniacal. El amonio provoca mayor proliferación radicular lo que permite una mayor absorción de P. Además, el amonio acidifica la rizósfera cuando se absorbe por la planta, permitiendo que una mayor proporción de fosfato mono hidratado predomine en la solución de suelo (fertilizando.com, 2017).

La influencia del N en la absorción de P es bastante clara en las primeras etapas de crecimiento. En algunos casos hasta el 65% del P de la planta proviene de los fertilizantes en las primeras etapas del crecimiento. El N amoniacal tiene efectos significativos en la disponibilidad y absorción del P. Altas concentraciones de amonio limitan las reacciones de fijación de fósforo en el suelo. La absorción de

amoníaco ayuda a mantener un medio ambiente ácido en la superficie de la raíz, mejorando la absorción de P.

2-2-3- Las decisiones agronómicas asociadas a la fertilización

Influencia de las prácticas culturales en la disponibilidad y pérdida de fósforo

Los cultivos y sistemas de cultivo desarrollados para incrementar la adquisición de P a partir de suelos pobres están contribuyendo a mejorar la seguridad alimentaria en los agroecosistemas (Lynch, 2007) y también tendrán importancia en el mejoramiento de la eficiencia de la fertilización. Sin embargo, los problemas de eficiencia de P para la agricultura en suelos con alta y moderada absorción del mismo difieren de los problemas experimentados en algunas partes de Europa, Estados Unidos y China donde la pérdida de P en suelos con baja capacidad de adsorción del nutriente es un problema ambiental importante (Simpson, et al., 2011).

Un objetivo importante es desarrollar sistemas agrícolas productivos en los que se reduzcan los insumos de fertilizante fosforados. Para los suelos con alta y moderada absorción de P, es deseable desarrollar sistemas en los que las cantidades de insumos de fertilizante fosforado estén mucho más cerca de igualar las cantidades de P exportadas en los productos de cosecha (Syers et al., 2008). Sin embargo, también son posibles sistemas de cultivo que tienen menores requerimientos de fertilizantes fosforados porque exportan menos cantidades de P en los productos de cosecha (Richardson et al., 2011).

Aunque es altamente deseable que los requerimientos de fertilizante fosforado de un cultivo sean aproximadamente iguales a la extracción de P en los productos de cosecha (independientemente del nivel de fertilidad de P del suelo; Syers et al., 2008), esto actualmente solo se logra en sistemas de cultivo que operan con muy baja productividad o en suelos con baja capacidad de adsorción de fósforo, donde el riesgo de pérdida por lixiviación y flujo lateral es frecuentemente elevado (Simpson et al., 2011). Es un gran desafío mejorar la eficiencia del balance de P en sistemas agrícolas altamente productivos en suelos con moderada a alta capacidad de adsorción de P sin comprometer la productividad.

El 80 al 90% del fertilizante fosforado aplicado se fija en las partículas del suelo (Gerke et al., 1994), disminuyendo la disponibilidad de P para las plantas resultando en una menor productividad de los cultivos primarios. Para asegurar la producción de cultivos, una de las prácticas agrícolas más comunes es aplicar fertilizante fosforado químico a altas concentraciones. Sin embargo, estas medidas son perjudiciales para el medio ambiente y el desarrollo económico (Bennett et al., 2001). Por lo tanto, es deseable desarrollar cultivos que sean capaces de usar el P disponible más eficientemente en condiciones de baja disponibilidad del mismo. De esto último se desprende la idea de incorporar el mejoramiento genético de los cultivos y las mejores prácticas de manejo de P, con el objetivo de mejorar la eficiencia de uso de fósforo por los cultivos.

El aumento de la eficiencia de uso de P por los cultivos hoy no es una prioridad del mejoramiento genético, pero es la manera de reducir el uso de fertilizantes manteniendo los rendimientos. Por eso, si bien,

hoy no es una prioridad ni para los semilleros ni para los productores, no significa que no sea una estrategia importante a desarrollar.

Con respecto a las mejores prácticas de manejo de fósforo (dosis correcta aplicada con la fuente correcta en el momento y la forma correctas) contribuyen significativamente al incremento de la productividad y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas.

En este contexto, en los últimos años en la Pampa Ondulada argentina se han realizado numerosos ensayos donde se compara la aplicación del fertilizante fosforado requerido para el cultivo de trigo y soja de segunda sobre el cultivo de trigo (Salvagiotti et al., 2005). Ello se basa en el proceso de residualidad que permite que el P aplicado al cultivo de trigo sea aprovechado por el cultivo siguiente, en este caso, soja de segunda. Basado en el proceso de residualidad surge el concepto de planificar la “fertilización para la rotación”, en lugar de planificar la fertilización para cada cultivo en particular. El manejo de la nutrición y la fertilización deben ser considerados dentro del sistema de producción y no solamente para el cultivo inmediato. En el caso de trigo, una gran parte de los cultivos de la región pampeana son seguidos por cultivos de soja “de segunda”. La dinámica de P y S y los resultados de distintas experiencias realizadas en los últimos años indican que el manejo de la nutrición de la secuencia trigo/soja debe ser evaluado teniendo en cuenta los dos cultivos y que la fertilización puede ser realizada directamente sobre el trigo para cubrir las necesidades de ambos cultivos, sin necesidad de aplicar nutrientes al cultivo de soja 2da, solamente asegurando una buena inoculación y establecimiento de nódulos para la fijación simbiótica de nitrógeno.

Otra de las prácticas culturales que influyen en la disponibilidad de fósforo en el suelo es la aplicación de tratamientos biológicos en los sistemas de producción. En Argentina se dispone de varios productos con formulaciones biológicas para el tratamiento de semillas de cultivos que han mostrado efectos favorables sobre la producción en condiciones extensivas. Estos efectos pueden ser directos favoreciendo la nutrición de las plantas y su disponibilidad de agua, o indirectos promoviendo a un mejor desarrollo de las plantas. Ya se han mencionado en este trabajo numerosos microorganismos caracterizados como solubilizadores de P con capacidad de producir ácidos orgánicos y fosfatasa los cuales facilitan la solubilidad de P y otros nutrientes. Estudios en el centro-norte de la provincia de Buenos Aires muestran que la respuesta a la aplicación de estos tratamientos biológicos es complementaria a la práctica de fertilización fosfatada (Ferraris & Couretot, 2004) con resultados similares entre diferentes dosis de aplicación con P.

Las asociaciones simbióticas entre hongos del suelo y las raíces de las plantas comúnmente denominadas “micorrizas” también mejoran la nutrición de las plantas y su crecimiento. Las micorrizas son hongos que están ampliamente distribuidos en los suelos, entre las cuales las vesículo-arbusculares (MVA) son las más comunes en suelos agrícolas. Las micorrizas pueden mejorar la nutrición fosfatada de las plantas a través de la extensión del sistema radical por el desarrollo de hifas, la modificación química de la rizósfera, y las diferencias fisiológicas entre MVA y las raíces de las plantas (Covacevich et al, 1995). Muchos estudios describen varios mecanismos para el aumento en la absorción de P por las plantas a través de la simbiosis micorrízica. Estos incluyen la exploración de un mayor volumen de suelo, el movimiento de P más rápido en las hifas micorrízicas y la solubilización del fósforo del suelo.

La exploración de un mayor volumen de suelo por las plantas a través de las micorrizas permite disminuir la distancia que los iones de fósforo deben difundir a las raíces de las plantas y al aumentar el área de superficie para la absorción. El movimiento más rápido de P en las hifas micorrícicas se logra aumentando la afinidad por los iones de P y disminuyendo la concentración umbral requerida para su absorción.

Se ha demostrado que las plantas que generan simbiosis con micorrizas aumentan la absorción de fuentes de P poco solubles, como el fosfato de hierro y aluminio y los fosfatos de roca. Sin embargo, los estudios en los que el P del suelo ha sido etiquetado con P-32 radiactivo indicaron que las plantas que forman micorrizas y las plantas que no forman micorrizas utilizan las fuentes de P marcadas de manera similar (Bolan, 1991). Esta relación simbiótica entre las plantas y las micorrizas con respecto a la absorción de P disponible se verá en detalle nuevamente más adelante.

La rotación de cultivos es otra práctica esencial. Numerosos estudios realizados sostienen que algunas plantas dentro de la rotación pueden tener un rol destacado con respecto a la habilidad para extraer el P del fertilizante con mayor eficiencia, habilidad genética que se podría expresar en un mayor crecimiento radicular, mayor número de raíces y pelos radicales, secreción de compuestos que aumentan la disponibilidad de P, mayor número de transportadores en las raíces, mayor capacidad para establecer relaciones benéficas con micorrizas, etc.

Por último, una de las prácticas que favorecen la solubilización de nutrientes es la utilización de cultivos "solubilizadores" que da como resultado una mayor proporción de P disponible en la solución del suelo. El efecto del intercultivo con una leguminosa sobre la disponibilidad de N está bien documentado, pero los informes sobre los efectos sobre la disponibilidad de otros nutrientes son escasos y difíciles de localizar. Sin embargo, Gardner & Boundy (1983) sostienen que la absorción de P (proveniente de fertilización con fosfato de roca) por la avena (*Avena sativa*) y el mijo (*Pennisetum glaucum*) aumenta significativamente intercalando el cultivo con lupino blanco (*Lupinus albus*) y aumenta en menor medida intercalando con mostaza (*Brassica nigra*) y trigo sarraceno (*Fagopyrum esculentum*). Las mezclas de cereales y lupinos produjeron mayores rendimientos de grano y forraje (excepto en un año seco) que cualquiera de los cultivos solos. Aumentos de rendimiento similares se han observado en mezclas de avena / lupino (Gardner et al., 1982). Estos últimos autores también citan a Sinjagin (1962) quien descubrió que la intercalación de remolacha azucarera y lupino forrajero dio como resultado una asimilación "más intensa" de N, P y K, e indicó que las secreciones de raíz pueden estar involucradas en esta interacción. Por lo tanto, se llevaron a cabo experimentos para examinar el efecto de la intercalación de trigo (*Triticum aestivum*) con lupino blanco, prestando especial atención a la nutrición de éste último cultivo con nitrógeno (N), fósforo (P) y manganeso (Mn) (Gardner et al., 1982). La absorción de P por el trigo está probablemente limitada por la velocidad de movimiento hacia la superficie de la raíz más que por la capacidad de absorción de sus raíces (Gardner & Boundy, 1983). Por lo tanto, el trigo intercalado tenía una relación vástago / raíces más baja (es decir, más raíces) que la cultivada en monocultivo, o bien, el área superficial unitaria del sistema de raíces alcanzaba una mayor cantidad de P en la situación intercalada. La última explicación es respaldada por varias

observaciones. En primer lugar, los niveles de Mn del trigo aumentaron en los tratamientos intercalados, lo que sugiere que algunas de las raíces del trigo habían penetrado regiones del suelo influenciadas por las raíces de lupino. La movilización de P por las raíces de lupino también debería estar ocurriendo en estas regiones. En segundo lugar, la absorción total de P por la mezcla intercalada en uno de los ensayos fue mucho más alta que la de cualquiera de los cultivos solos, y en particular la del trigo solo, mientras que la producción de materia seca fue similar (Gardner et al., 1982).

En resumen, los resultados indican que la competencia entre el trigo y el lupino predominantemente ocurre debajo de la tierra, y ese trigo intercalado con lupino tiene mayor acceso a P, Mn y N que el trigo cultivado en monocultivo, debido a la mayor disponibilidad inmediata de estos nutrientes. Esto sugiere que el trigo puede absorber los nutrientes producidos o puesto a disposición por el lupino intercalado (Gardner, 1982).

Los puntos clave para una correcta fertilización fosforada

Para evitar la degradación de los recursos del suelo y lograr un balance favorable de los nutrientes es necesario identificar las entradas y salidas de dichos nutrientes en el sistema. La fertilización es claramente una forma de adicionar nutrientes al suelo aunque esto no siempre genere un beneficio al sistema si se lo contrasta con las salidas de nutrientes. En el caso de la fertilización fosforada se han establecido diferentes criterios de fertilización que tratan de explicar estos aspectos con el objetivo de establecer las mejores decisiones agronómicas respecto a este tema y lograr sistemas que contribuyan a la sustentabilidad de los mismos.

En este sentido, se puede decir que existen diferentes criterios para decidir la **dosis** de fertilización fosfatada:

A. Suficiencia: El criterio de fertilización de suficiencia consiste en aplicar la dosis de P estrictamente necesario para satisfacer las necesidades inmediatas del cultivo. Este criterio se aplica solamente en suelos con niveles de P extractable por debajo de un umbral crítico. Es decir que, para cada nivel debajo del nivel crítico, distintas dosis de P determinan el óptimo rendimiento físico o económico. Y para esto se requiere un buen conocimiento de las dosis óptimas para cada cultivo, del nivel inicial de P y precisión en el análisis de suelo (García et al., 2009).

A través de la fertilización con este criterio aumenta el retorno por kg de nutriente y solo se alcanzarán los rendimientos máximos si es que la dosis aplicada es suficiente para llevar el suelo al nivel del umbral crítico. Si no es así, el rendimiento será limitado por el P (García et al., 2009). Según estos autores, este criterio es una buena opción para suelos “fijadores” de P.

Los planteos según el criterio de suficiencia procuran corregir necesidades anuales de P “fertilizando el cultivo” y conducen en el largo plazo al establecimiento de rendimientos de entre el 5 y el 10 % inferiores al máximo alcanzable, al reducir potenciales riesgos de no lograr respuestas rentables en el año de aplicación de la corrección (Leikam et al., 2010). Ésta es una estrategia que requiere del frecuente y preciso muestreo y análisis de suelo, conduciendo a la generalización de limitaciones en los nutrientes en el largo plazo (García et al., 2009).

B. Reposición (o Restitución): El criterio de fertilización de reposición consiste en aplicar una dosis de P igual a la cantidad extraída por el cultivo (por unidad de superficie), reponiendo el P al suelo.

Este criterio contempla un diagnóstico previo a la fertilización que se realiza por cultivo o rotación agrícola planteada, y luego se fertiliza aplicando el P que “potencialmente” remueven los cultivos. Para esta estrategia se debe considerar el rendimiento potencial del cultivo, y se pretende alcanzar un balance de P del suelo neutral igualando el P aplicado al P removido en granos y/o forraje cosechado. (García et al., 2009). Por lo tanto, se mantiene el nivel inicial de P extractable del suelo, logrando que el balance de este nutriente en suelo sea cercano a la neutralidad (García et al., 2009).

Los planteos de fertilización por restitución se independizan en parte de los cultivos buscando correcciones que compensen la extracción de nutrientes y el mantenimiento de niveles nutricionales que no limiten la productividad, maximizando los rendimientos (Leikam et al., 2010).

La aplicación de estrategias de fertilización de restitución de P durante 12 años consecutivos en un suelo representativo de la región de la pampa arenosa argentina con niveles medios a altos de P extractable (P-Bray) permitió alcanzar mayores rendimientos que bajo planteos de fertilización de suficiencia. Estas mejoras fueron del 6,3% en maíz y del 15,2% en trigo mientras que en cultivos oleaginosos las diferencias fueron menores (3,7% en soja de primera, 4,4% en soja de segunda y 3,4% en girasol) (Barraco et al., 2014).

C. Reposición y construcción: El criterio de fertilización de reposición y construcción consiste en aplicar una dosis de P igual a la cantidad extraída por el cultivo (por unidad de superficie), más la dosis destinada a elevar el nivel del nutriente en el suelo.

Según García y colaboradores (2009), puede ser un criterio de fertilización razonable en suelos poco o no “fijadores” de P. Por lo tanto, este criterio establece que a la cantidad de P extraída en grano se debería sumar la cantidad de P necesaria para aumentar el nivel de P extractable del suelo hasta un nivel deseado. En Argentina, se han determinado requerimientos de 4-12 kg P/ppm P-Bray según tipo de suelo, textura y nivel original de P-Bray (Tabla 11; García et al., 2009).

Un punto importante a considerar es el tiempo de evaluación de la estrategia de fertilización. Si se piensa en la reposición y construcción para un único cultivo, las dosis de P a aplicar para aumentar 1 mg/kg P-Bray son menores (2,9 - 6 kg P) respecto a evaluaciones de largo plazo que incluyen la extracción de P de los cultivos (6 - 13 kg P; Tabla 11; García et al., 2009).

Si consideramos como ejemplo un cultivo de soja de 4 t/ha de rendimiento, la extracción de fósforo podría ser de 21,6 kg P/ha aproximadamente. Supongamos que nuestro valor de análisis de P-Bray-1 para ese lote fue de 9 ppm y nosotros queremos subirlo a 12 ppm, o sea, 3 ppm adicionales. Para realizar este incremento se deberían aplicar 12 - 36 kg P/ha, en promedio podemos aplicar 24 kg P/ha para incrementar los niveles de P a 12 ppm. En este ejemplo se suman la extracción del cultivo de soja (21,6 kg/ha) y los kg de P adicionales (24 kg P/ha), es decir un total de 45.6 kgP/ha (García et al., 2009).

Por lo tanto, el criterio de reposición y construcción recomienda aplicaciones de fertilizantes fosfatados con el objetivo de subir el nivel de P-Bray por arriba del nivel crítico y mantenerlo, de manera de evitar pérdidas de rendimiento por limitaciones de abastecimiento de P maximizando la efectividad del sistema y la eficiencia de uso a mediano y largo plazo. (García et al., 2009).

Muy pocos lotes son fertilizados bajo criterio de reconstrucción y mantenimiento, determinando balances negativos (Darwich, 2003) y esto ha contribuido a que los suelos se vayan empobreciendo progresivamente (Cruzate & Casas, 2003; 2012).

A pesar de que la información disponible comparando los efectos de largo plazo de estas estrategias de fertilización bajo condiciones extensivas de producción es limitada, se supone que al aplicarse modelos de fertilización por suficiencia en condiciones de oferta de fósforo superiores a los niveles críticos de respuesta tienden a la disminución en los niveles extractables de este elemento. En cambio, al aplicarse modelos de balance por restitución, la oferta de fósforo tiende a estabilizarse y reducen la variabilidad en la productividad de los cultivos, al disminuir la frecuencia de sectores con niveles de fósforo potencialmente limitantes (Barraco et al., 2014).

Al fertilizar anualmente con criterios de suficiencia se redujeron los niveles de P extractable a razón de aproximadamente 0,7 mg/kg por año, mientras que las correcciones de reposición incrementan los niveles de P extractable a razón de 0,5 mg/kg por año (Barraco et al., 2014).

Entonces, al considerar los diferentes criterios de fertilización, la relación entre el P-Bray y el balance de P nos permite conocer un poco más acerca de la dinámica de este nutriente en suelo, y nos permite ajustar las prácticas de manejo en función de las condiciones del lote, en este caso dependiendo del nivel inicial de P extractable (Bray-1) del suelo. En forma general, suelos con valores bajos de P Bray-1 (<15 mg/kg) presentan una rápida capacidad de respuesta a la fertilización fosfatada, incrementando los niveles de P extractable del suelo; mientras que por otro lado, presentan una baja o nula respuesta en disminución de los valores ante situaciones de ausencia continua de aplicación de P (Ciampitti, 2009). Esta última situación lleva a que año tras año los niveles de P extractable varíen moderadamente, por lo cual, no se toma conciencia de la pérdida de P del suelo proveniente de otras fracciones consideradas de menor labilidad. En suelos con valores elevados de P-Bray-1 (>45 mg/kg), la aplicación de P produce respuestas erráticas en los niveles de P extractable, por lo cual, en muchas situaciones no se observan cambios en los valores de P-Bray en suelo; mientras que situaciones con ausencia de aplicación de P llevan a una disminución rápida y continua de los niveles en suelo (Ciampitti, 2009). En esta última situación, la mejor solución sería monitorear los niveles de P extractable cada 2-3 años y utilizar el criterio de suficiencia o reposición, dependiendo de la tenencia de la tierra y la decisión empresarial de cada productor.

El **momento** de aplicación de fertilizantes fosfatados.

Es ideal aplicar el fertilizante en el momento que el cultivo absorbe más por estar en su mayor necesidad fisiológica (Andriulo, 2010). Teniendo en cuenta el cultivo y el ciclo del mismo, los fertilizantes pueden

aplicarse antes de la siembra, junto con la siembra y/o en etapas en que el cultivo ya está establecido.

La práctica más difundida es la fertilización fosforada al momento de la siembra de cada cultivo, pero la aplicación de una dosis única, que contemple los requerimientos de todos los cultivos que integran una rotación se presenta como una estrategia de interés (Divito et al., 2010). La misma presenta beneficios al simplificar la logística de la labor y además, ante un escenario de cambios en el costo de los fertilizantes fosfatados permitiría, cuando la relación de precios resulte conveniente, su acumulación en el suelo para un posterior uso por los cultivos (Divito et al., 2010). Puesto que los cultivos responden de manera diferencial al agregado de P (Echeverría & García, 1998), las mayores dosis deberían aplicarse a los cultivos de mayor probabilidad de respuesta. Para las rotaciones del sudeste bonaerense argentino, la aplicación de P se efectuaría al trigo (cabeza de rotación), que posee el nivel de suficiencia en suelo más alto. El maíz y la soja, sembrados posteriormente logran rendimientos máximos con menor disponibilidad de P en el suelo, por lo que podrían aprovechar el efecto residual de la aplicación al trigo (Divito et al., 2010).

La **forma** de aplicación de fertilizantes fosforados.

Los fertilizantes se pueden aplicar en cobertura total o al voleo, en bandas laterales, en el surco o entre líneas del cultivo. Además, según el grado de incorporación del nutriente al suelo se puede incorporar el fertilizante en profundidad, en forma superficial bajo la superficie, o bien, sin incorporar el fertilizante en el suelo.

Para el caso de los fertilizantes fosforados, su ubicación influye directamente sobre la cantidad de P transportado por escurrimiento (Barisas et al., 1978). Experiencias con aplicación de dosis elevadas de P en cobertura sin incorporar, con condiciones de suelo húmedo y con eventos de precipitación de alta intensidad, produjeron pérdidas de hasta un 41 % del P agregado (Torbert et al., 1999). La incorporación de P con laboreo, o su ubicación en banda bajo la superficie, mejoran el contacto con el suelo y favorecen su absorción (Andriulo, 2010).

Teniendo en cuenta que el fósforo es un nutriente de baja movilidad en el suelo, las aplicaciones localizadas tienden a presentar una mayor eficiencia de uso del nutriente del fertilizante en comparación con las aplicaciones en superficie ("al voleo"). La respuesta a la fertilización en bandas es superior a la aplicación "al voleo" cuando los suelos son muy deficientes en P, cuando presentan alta capacidad de fijación, cuando la dosis es menor de 20-25 kg P/ha (100-125 kg/ha de fosfato diamónico (FDA) o superfosfato triple (SFT) o en aplicaciones sin anticipación al momento de siembra (García et al., 2009).

Las aplicaciones superficiales de P en cobertura ("al voleo") alcanzan eficiencias de uso de P similares a las aplicaciones en bandas, cuando las mismas se realizan bajo sistema de siembra directa estabilizados y con anticipación a la siembra del cultivo (Bianchini, 2003).

El éxito de la aplicación anticipada en cobertura bajo sistemas de siembra directa puede ser atribuida a un incremento de la actividad de las raíces en los primeros centímetros de suelo por una mayor fertilidad y humedad superficial en sistemas sin remoción de suelos, junto a precipitaciones adecuadas durante la estación de crecimiento de los

cultivos que permitirían el ingreso del fertilizante en el suelo (García et al., 2009).

En general, las aplicaciones anticipadas en cobertura bajo siembra directa han demostrado ser igualmente eficientes que las aplicaciones en línea a la siembra en condiciones de suelos no fijadores de P, con niveles de P-Bray del suelo mayor a 8-10 mg/kg, con Dosis mayor de 20-25 kg P/ha (100 - 125 kg/ha de fosfato diamónico o súper fosfato triple), con lluvias post-aplicación mayores a 50 mm después de la aplicación y con niveles de cobertura de residuos no excesiva (García et al., 2009).

Otro aspecto importante, a considerar en la forma de aplicación de fertilizantes fosfatados, es la **fitotoxicidad** que puede producirse en aplicaciones junto con la semilla o muy cerca de las plantas. La fitotoxicidad es producida por el efecto salino y la emisión de amoniaco en fase vapor. Éste último mecanismo se observa en aplicaciones de urea o fosfato diamónico (Ciampitti et al., 2006). En forma general, se presentan en la Tabla 12 las dosis críticas estimadas de fertilizantes fosfatados para pérdidas del 20 y 50% del *stand* de plántulas, el rango menor presentado corresponde a situaciones de suelos arenosos y secos, mientras que el rango mayor de dosis corresponde a suelos arcillosos y húmedos (García et al., 2009).

La fertilización con fósforo y los resultados económicos

Existe una gran cantidad de trabajos que evidencian el aumento de rendimientos da como resultado un aumento en el ingreso económico del sistema de producción cuando se incluye la fertilización dentro de los costos, manteniendo constantes las demás variables. Sin embargo, cuando los fertilizantes fosforados se aplican a un suelo pobre en nutrientes, el rendimiento de la planta aumenta hasta una meseta en la que el P ya no determina el rendimiento. La acumulación de P escasamente disponible, las pérdidas debidas a la lixiviación, la erosión y la escorrentía seguirán aumentando a niveles de fertilidad del suelo más allá del P crítico, debido a que sus tasas de acumulación o pérdida dependen de la concentración de P.

Dado que no hay rendimientos adicionales o beneficios financieros a ser alcanzados en los niveles de fertilidad fosforada del suelo por encima del P crítico, no hay justificación para operar sistemas agrícolas en niveles de P mayores que el nivel crítico apropiado para el sistema de suelo de cultivo (Simpson et al., 2011).

En general, las mayores ganancias acumuladas correspondieron al manejo más intensivo (NPS), lo que indica que además de los beneficios sobre la fertilidad del suelo, se generó un efecto económico positivo (Correndo et al., 2015).

En el caso del P, donde es posible analizar la residualidad en el suelo, la valorización tanto del agotamiento como de la construcción de fertilidad fosforada (como P-Bray-1, 0-20cm) mostró resultados considerables a favor de la fertilización fosforada. Esto reafirma la importancia del seguimiento en el tiempo del análisis de suelo de cada lote y/o ambiente, y de su utilidad como herramienta de diagnóstico al momento de la toma de decisión de la fertilización, pensando más allá de una campaña (Correndo et al., 2015).

2-2-4- Stock y balance de fósforo en Argentina

En las últimas décadas la agricultura argentina sufrió un proceso de transformación pasando de sistemas productivos basados en planteos mixtos a una agricultura intensiva. Ello trajo aparejado el reemplazo de cultivos tradicionales tales como el maíz por otros de mayor atractivo económico como la soja que además posibilitaba su combinación con el ciclo del trigo de tal forma de obtener dos cosechas en un año (Cruzate & Casas, 2012). Esto produjo una elevada tasa de extracción de nutrientes que no fue repuesta en igual magnitud, generando procesos de degradación y agotamiento que pone en peligro la sustentabilidad de los sistemas productivos (Cruzate & Casas, 2012).

A diferencia del N, los balances del P total en el sistema “suelo” en condiciones de producción agrícola o ganadera, son siempre negativos. No existe forma de reposición natural que sustituya las exportaciones que la actividad productiva va generando. Es decir que la única forma de saldar o moderar las pérdidas del P total del suelo, son exclusivamente las fertilizaciones, ya sean orgánicas o inorgánicas (Pellegrini, 2017).

Algunos parámetros “diagnóstico” sirven para ilustrar la situación descripta. El P extractable (P-Bray) está disminuyendo a razón de 1 a 2 partes por millón (ppm o mg/kg) por año y la materia orgánica (MO) del área núcleo pampeana ha sufrido un descenso promedio de 0.5% en las últimas tres décadas (Cruzate & Casas, 2012).

La Figura 26 muestra los balances promedios de P estimados para los cuatro cultivos en cuatro periodos de 1993 a 2011. En este caso, los balances se expresan como la relación Remoción/Aplicación. Los valores superiores a 1 indican balances negativos y los valores inferiores a 1 indican balances positivos. En los cuatro cultivos se observa que los valores Remoción/ Aplicación de P disminuyeron marcadamente del periodo 1993- 1997 al periodo 1998- 2002 y esta tendencia decreciente se continuó en los dos periodos siguientes aunque con menores diferencias (García y González Sanjuan, 2013).

Si bien soja siguió una evolución similar a los otros tres cultivos, los valores Remoción/Aplicación son mucho más altos en los cuatro periodos considerados y aún para el último periodo 2008- 2011 se mantienen muy altos indicando que se remueven 6,2 kg de P por cada kg de P que se aplica (García & González Sanjuan, 2013). En este mismo sentido, existen otros trabajos publicados que estiman el balance de nutrientes a partir del análisis de la eficiencia de uso de los nutrientes aplicados vía fertilizantes. La eficiencia de uso puede evaluarse a través del balance parcial de nutrientes (BPN). Este indicador surge de la relación entre los kg de nutriente removido y los kg de nutriente aplicado (Dobermann et al., 2007; García & Ciampitti, 2007). En territorio agropecuario argentino, en el 2007, el BPN correspondiente al P resultó en valores promedio a nivel país de 1,69 kg P removido por kg de P aplicado, lo cual indica que la extracción es superior a la aplicación (García et al., 2009). Esto ha generado un desbalance del nutriente en el sistema como resultado de consecuentes balances negativos de P durante las últimas décadas.

Analizando este indicador por cultivo, los valores de BPN de P indican que, en trigo y maíz, se estaría trabajando en condición sustentable porque la aplicación de P supera la cantidad extraído en los granos. En cambio, en soja y, en menor medida, en girasol, los valores de BPN de P son altos, indicando que se remueve mucho más del que se aplica (Tabla 13).

Estos balances de fósforo fuertemente negativos en soja son un llamado de atención si pretendemos desarrollar una agricultura sustentable. Como ya se mencionó, las reservas mundiales de P son limitadas, por lo tanto, se espera que su oferta pueda disminuir en el futuro y/o que su precio se incremente. Siendo el P un insumo limitante de nuestros agro-ecosistemas, el desarrollo de la agroindustria debería procurar el uso eficiente del mismo y evaluar las potenciales ventajas de mantener niveles adecuados de P en el suelo para los cultivos.

También se debe tener en cuenta que la materia orgánica (MO) del suelo ha sido la principal fuente de N, S y también de P en la agricultura pampeana y extrapampeana. Este no es un dato menor ya que el contenido MO ha disminuido a partir de la introducción de la agricultura en la segunda mitad del siglo XIX. En una evaluación de Sainz Rozas et al. (2010) determinaron reducciones de la MO del orden del 36% al 53% comparando suelos bajo condición agrícola con suelos bajo condición prístina.

Existen posibles soluciones para cambiar la tendencia del balance negativo de fósforo. En este contexto, la fertilización balanceada constituye unas de las bases de la producción sustentable, al evitar que la exportación continua de nutrientes, produzca el agotamiento de los suelos. El diagnóstico de fertilidad se debe basar en el conocimiento de la demanda nutricional del cultivo (rendimiento objetivo) y de la oferta nutricional del suelo, para lo cual el análisis de suelo, la evaluación de su condición de “salud” y las prácticas de manejo constituyen herramientas indispensables para planteos agrícolas sustentables.

Para incrementar la productividad y la producción agrícola global, como así también evitar el agotamiento de los suelos resulta imprescindible incrementar la tasa de reposición de nutrientes apuntando a lograr un balance más equilibrado. En este sentido, las mejores prácticas de manejo de la fertilización deben integrarse a un programa de aplicación de buenas prácticas de manejo agronómico tales como rotación de cultivos, siembra directa, cultivos de cobertura, manejo de integrado de plagas y enfermedades y agricultura por ambientes, entre otras herramientas, contribuyendo significativamente a preservar y mejorar la calidad del recurso suelo (Cruzate & Casas, 2012).

2-3- CONSECUENCIAS AMBIENTALES NEGATIVAS DE LA FERTILIZACION FOSFORADA

2-3-1- La contaminación de las aguas, lixiviación, eutrofización

La fertilización fosforada puede generar consecuencias ambientales adicionales una vez que el fosfato es aplicado al suelo. Así como se contempla al P de fertilizantes minerales como entradas en el sistema productivo, también es importante contemplar las salidas de dicho sistema.

Las salidas de P del sistema se corresponden con procesos erosivos que generan las pérdidas significativas. Uno de estos procesos es la erosión eólica que se produce en zonas propensas, donde los vientos fuertes y en ocasiones las prácticas inadecuadas de manejo de suelos contribuyen a la pérdida del P adherido a las partículas del suelo que vuelan por el aire grandes distancias. Por otro lado se encuentra el proceso de erosión hídrica que conduce a la pérdida de P de manera lateral a través del fenómeno de escurrimiento superficial que a su vez

desencadena otros procesos denominados lixiviación de P y eutrofización de las aguas.

La lixiviación de los campos agrícola-ganaderos es uno de los problemas más preocupantes con respecto a las pérdidas de P. Sólo una cuarta parte del fertilizante fosforado utilizado en la agricultura se recicla para ser reutilizado en los campos. El resto se pierde en el ciclo, y gran parte de esta pérdida termina en los cursos de agua, causando costosos problemas de eutrofización (Fotografías 6, 7 y 8; Childers et al., 2011). Por lo tanto, el proceso de eutrofización se considera un enriquecimiento de los cuerpos de agua por nutrientes y es causado principalmente por el proceso de lixiviación de nutrientes desde el suelo hacia el agua de los ríos, lagos, lagunas y otros cursos de agua. La eutrofización puede originar crecimientos excesivos de algas acuáticas, causando una disrupción del funcionamiento normal del ecosistema por el uso del O₂ del agua, causando también la muerte de especies acuáticas y afectando la calidad del agua.

En Estados Unidos se han medido científicamente los daños económicos de la eutrofización de las aguas dulces. Estos daños corresponden a un total de 2,2 mil millones de dólares anuales (Childers et al., 2011). Bennett y colaboradores (2001) estimaron que el contenido de P de los sistemas de agua dulce en todo el mundo es al menos un 75% mayor que los niveles preindustriales, y que ese flujo de P (que terminan liberándose en los océanos) aumentó de 8 millones de toneladas métricas (TM) por año a 22 millones de TM por año durante ese mismo período. Coincidiendo con estas tendencias, más de 400 zonas costeras muertas han sido identificadas en todo el mundo (Díaz & Rosenberg, 2008). Las zonas costeras muertas están asociadas con el exceso de nitrato en la descarga de ríos, pero el P también contribuye a los eventos de hipoxia y anoxia (Childers et al., 2011). Por otro lado, cerca del 100% del P que comemos con los alimentos se elimina por excreciones como materia fecal (Cordell et al., 2009). Cada año, la población mundial excreta alrededor de 3 millones de T de P en orina y heces. Dado que más de la mitad de la población mundial ahora vive en centros urbanos y que la urbanización va a aumentar (FAO, 2007b), las ciudades se están convirtiendo en fuentes importantes de P y la orina es la fuente más grande que emerge de las ciudades. Si bien los nutrientes que fluyen de los alimentos a través de las excreciones humanas generalmente volvieron a la tierra en el pasado, hoy en día terminan en vías fluviales a través de las aguas residuales de los centros urbanos o como lodos en vertederos. La sobre-fertilización de suelos agrícolas ha sido una práctica común en el hemisferio norte, y contribuye al exceso de descarga en cuerpos de agua y problemas ambientales como la eutrofización (Cordell et al., 2009).

Rosmarin (2004) sostiene que entre el año 1950 y el año 2000 se extrajo alrededor de mil millones de TM de P y durante este período, se aplicaron a las tierras cultivadas alrededor de 800 millones de TM de fertilizantes que contienen P. Esto ha aumentado el *stock* permanente de P en los 10 centímetros superiores del suelo a aproximadamente 1.300 millones de TM equivalente a un aumento del 30%. Cerca de un cuarto del P extraído (250 millones de T) desde 1950 ha llegado al medio ambiente acuático (océanos y lagos de agua dulce) o está enterrado en rellenos sanitarios o "sumideros".

2-4- COMPORTAMIENTO DE ESPECIES MÁS EFICIENTES EN LA ADQUISICIÓN DE FÓSFORO

Hace años se conoce que existen algunas especies de plantas que presentan mayor habilidad para extraer P de suelos donde el mismo se encuentra menos disponible (Hocking et al., 1997). Esta habilidad puede atribuirse a varios factores, incluidas las diferencias en la morfología y densidad del sistema radical (Randall, 1995). Entre los factores más importantes está el papel de los exudados de las raíces al permitir que algunas plantas accedan al P "fijado" como fosfatos de hierro o aluminio, que en gran medida no se encuentran disponibles para otras plantas (Hocking et al., 1997).

Las mejoras en la adquisición del P del suelo por parte de las plantas podrían estar relacionadas con algunas características morfológicas del sistema radical. En este sentido, han sido registradas algunas diferencias en la cantidad de P absorbido por distintas especies y dichas diferencias son atribuidas a variaciones de longitud, superficie y radio de las raíces (Ramirez, 2006). Estas diferencias en la absorción de P por las diferentes especies de plantas pueden también estar relacionadas con la capacidad que tienen las mismas para modificar el pH de la rizósfera, por medio de diferentes mecanismos como la liberación de protones que acidifican el medio rizosférico (Ramirez, 2006). Las plantas con mayor capacidad para absorber nutrientes catiónicos, como el Ca^{2+} , pueden acidificar la rizósfera y solubilizar el P adsorbido en los coloides del suelo (Ramirez, 2006), haciéndolo fácilmente disponible para las mismas. Finalmente, la producción de ácidos orgánicos de bajo peso molecular, exudados por la raíz, es otro mecanismo de acidificación de la rizósfera que contribuye con la solubilización del P adsorbido (Li et al., 2002). Todos estos conceptos serán retomados y detallados en profundidad más adelante, por lo que en los párrafos siguientes se describirán procesos y características haciendo hincapié en los tipos de especies que los poseen.

Dentro de las especies leguminosas con gran eficiencia de uso de P encontramos al lupino blanco (*Lupinus albus*) y el frijol de palo (*Cajanus cajan*). Según Hocking y colaboradores (1997) estas dos leguminosas se adaptan bien a suelos ácidos con deficiencia de P. El lupino blanco forma un sistema radical específico llamado "*cluster roots*" que se considera una respuesta morfológica frente a la baja disponibilidad de fósforo. A su vez, este sistema de raíces puede desencadenar una respuesta fisiológica relacionada con la secreción de grandes cantidades de ácido cítrico que solubilizan el P adsorbido (Hocking et al., 1997). En el caso del frijol de palo, la secreción de ácidos pícico, malónico y oxálico parece ser el mecanismo por el cual esta especie es capaz de liberar P de los fosfatos de hierro y aluminio (Hocking et al., 1997).

Para el caso de las gramíneas, se identificaron respuestas significativas en cuanto a modificaciones morfológicas radiculares. Dentro de estas se encuentran el maíz y el trigo en los que se han observado respuestas similares en cuanto al crecimiento radical y al desarrollo de raíces laterales, contribuyendo de esta manera a la captación de P en la rizosfera (Richardson et al., 2009). Ramírez & López (2000) también encontraron que los materiales genéticos de sorgo tolerantes a la acidez del suelo fueron más eficientes en el uso del P (proveniente de la fertilización con roca fosfórica aplicada al suelo) que los materiales no tolerantes.

Para el caso particular del maíz, Ramírez (2006), publicó un estudio cuyo objetivo fue evaluar la eficiencia del uso del P (proveniente de roca fosfórica) por dos variedades de maíz con diferente tolerancia al aluminio, en un ambiente de suelos ácidos de Venezuela caracterizados por su baja fertilidad. Para obtener rendimientos económicamente aceptables en estos suelos es necesario aplicar especialmente N, P y cal agrícola, para lo cual se suministró roca fosfórica como fuente de P. Una de las variedades de maíz tolerante al aluminio presentó variaciones significativas en la longitud radical, lo que lleva a concluir que posiblemente estas sean características que contribuyen a un mejor comportamiento en la eficiencia de uso de P.

3- EL FÓSFORO EN LA PLANTA

Como ya se ha indicado anteriormente el P es un macronutriente esencial para las plantas, habiendo descripciones del efecto de su deficiencia en el crecimiento (Eckerson, 1931) y en otros parámetros de las plantas (Wallace, 1951), conocidas hace muchos años. Las descripciones de los síntomas y efectos del déficit de P en las plantas son extensos, ya que la interacción de factores que originan los efectos es muy compleja, y puede resumirse en la idea de interacción genotipo/ambiente (Atkinson, 1973).

3-1 TRANSPORTE Y ALMACENAMIENTO DE FÓSFORO DENTRO DE LA PLANTA

3-1-1- La dinámica del transporte y acumulación de fósforo desde la rizosfera al interior y luego dentro de la planta

Como punto de partida es necesario aclarar que es fundamental una buena eficiencia de absorción y translocación de fosfatos (P_i) para que las plantas mantengan niveles adecuados de P_i celular necesario para el normal funcionamiento de las células (Raghothama & Karthikeyan, 2005) y por ende, de todos los tejidos de las plantas. En este sentido, es conveniente entender en primer lugar como se transporta el P desde la rizosfera hacia el interior de la raíz, luego como se transporta dentro de la planta y donde se acumula y, por último, como se remobilizan estas reservas hacia los diferentes destinos de la planta.

Esto es de suma importancia para entender luego cuales son y cuál es la dinámica de las estrategias de las plantas que se activan frente al déficit de P. Para introducirnos en este tema se puede decir que la adquisición de fosfatos, la homeostasis y el metabolismo están altamente regulados y bien coordinados para maximizar su uso, ya que por lo general es un nutriente limitante (Raghothama & Karthikeyan, 2005).

Para entender más en detalle la dinámica y para facilitar la comprensión del proceso de absorción de P_i , es necesario explicar cómo es que las raíces adquieren nutrientes de la rizosfera, cuales son los modelos o mecanismos que intervienen y en qué consiste cada uno de ellos.

El transporte de fósforo desde la rizosfera hacia el interior de la raíz

La mayoría de los modelos de adquisición de nutrientes minerales se basan en dos componentes de los procesos de transferencia en la rizosfera. Uno de ellos es el flujo masal y el otro es el de difusión (Darrah, 1993), siendo la difusión el principal contribuyente de P para las plantas (Barber, 1995), con sus particularidades que se abordan en detalle más adelante.

Los nutrientes que se mueven mayoritariamente por convección o flujo masal pueden desplazarse a través de extensas distancias en el suelo, debido a su condición de alta movilidad en la matriz del suelo. La movilidad del N es un claro ejemplo de esto. En cambio, los nutrientes que se mueven mayoritariamente por difusión, típicamente P y K, sólo se desplazan por escasos milímetros, debido a su intensa interacción con la matriz del suelo (Barber, 1962), otorgando a estos nutrientes la

característica de su baja movilidad dentro de la matriz del suelo. Por esto, la absorción de estos nutrientes depende, en gran medida, del grado en que las raíces exploran los diferentes dominios del suelo, en tiempo y espacio (Barber, 1995).

Por otro lado el denominado flujo masal es el movimiento de agua y nutrientes que se encuentra disuelto en la masa líquida que llega hasta las raíces como resultado del proceso de transpiración de la planta. La cantidad de nutrientes que llega por este movimiento está relacionada con la concentración del mismo en la solución del suelo y con el volumen de agua que absorbe la planta.

En ambos mecanismos de movimiento de nutrientes explicados, se considera que el *pool* de P que interviene en estos procesos es el denominado "P disponible" que se encuentra en la solución del suelo como aniones fosfato.

Las raíces de las plantas sólo pueden tomar P como aniones ortofosfato (HPO_4^{2-} y H_2PO_4^-) de la solución del suelo (Richardson et al., 2009), y esto se logra a través de transportadores específicos localizados en la membrana plasmática de las células epidérmicas de la raíz (Shen et al., 2006). En general, el ión ortofosfato (H_2PO_4^-) es la forma preferida para la translocación por los transportadores. Los bajos niveles de fosfatos disponibles en la solución del suelo (alrededor de 5 μM) determinan la captación de estos por los transportadores con bajo valor de constante de Michaelis (K_m) y alta afinidad (Dunlop et al., 1997). El fosfato se adquiere mediante un proceso de co-transporte mediado por energía e impulsado por protones generados por H^+ ATPasas asociadas a la membrana plasmática (Ullrich-Eberius et al., 1984).

Si bien la función que cumplen estos transportadores es de fundamental importancia para comprender en detalle el funcionamiento de la adquisición de fosfatos, también es importante conocer primero como es el mecanismo de absorción en relación a la concentración de fosfatos que existe en la solución del suelo, el gradiente de concentración que permite la absorción de fosfatos y el rol que cumple el crecimiento y desarrollo de la raíz en dicho proceso.

En la mayoría de los suelos, la concentración de ortofosfato en la solución del suelo es baja (típicamente $< 5 \mu\text{M}$, Bielecki 1973; Conyers & Moody, 2009) y la solución fosforada del suelo debe reponerse rápidamente de otros reservorios de P del suelo para evitar la deficiencia en el crecimiento de las plantas. Esto se explica entendiendo que las raíces agotan rápidamente el P presente en la solución del suelo. Paralelamente a esto, cabe destacar que el ambiente de la rizosfera establece un equilibrio entre el P soluble y el P insoluble, a medida que la planta va consumiendo el P soluble disponible. Como consecuencia de este agotamiento del P soluble, el equilibrio se desplaza y se desencadenan procesos que llevan a la solubilización de las fracciones insolubles, que generalmente son demasiado lentos como para contrarrestar la absorción de la planta, dando lugar a una zona aledaña a la raíz de baja concentración de P asimilable.

Como respuesta al agotamiento de los fosfatos disponibles, las raíces cuentan con una serie de características que aumentan el volumen de suelo explorado, logrando de esta manera una mayor eficiencia en la adquisición de P. Estas características incluyen una alta proporción de masa radical (es decir, una masa de raíz grande como proporción de la masa total de la planta; Tinker & Nye, 2000), alta tasa

de elongación radical (Silberbush & Barber, 1983), raíces largas y densas que aumentan en gran medida el volumen del suelo que pueden explorar (Lynch & Ho, 2005), y el desarrollo de estructuras especializadas (por ejemplo, “*cluster roots*”, entre otras; Lambers et al., 2015).

Con respecto a la función que cumplen los transportadores específicos mencionados anteriormente, se puede decir que los denominados transportadores de fosfato son proteínas integrales de la membrana plasmática, responsables de la adquisición de fosfatos a partir de la rizósfera y también cumplen la función de transportar fosfatos a diferentes tejidos y órganos de la planta. Más precisamente, los transportadores son proteínas constituidas por diferentes subunidades que atraviesan la membrana, su constitución presenta características similares a los transportadores de azúcar, antibióticos, iones y aminoácidos (Raghothama & Karthikeyan, 2005), entre otros.

Las plantas tienen una familia de transportadores de fosfatos de alta afinidad (Mudge et al., 2002), que se expresan en mayor medida en condiciones de deficiencia, y transportadores de baja afinidad, que se expresan constitutivamente (Furihata et al., 1992). Ambos tipos de transportadores son de tamaño similar (aproximadamente 518-587 aminoácidos), y todos utilizan el gradiente de protones (H^+) para impulsar el proceso de transporte (Raghothama & Karthikeyan, 2005). Es probable que la enzima pirofosfatasa (translocadora de protones, asociada al tonoplasto) o la enzima H^+ ATPasa, tenga la capacidad de proporcionar la energía necesaria para mantener un gradiente de potencial electroquímico de H^+ a través del tonoplasto para facilitar el transporte de fosfatos (Massonneau et al., 2001).

El transporte de fósforo dentro de la planta y su acumulación

En el transporte a corta distancia, los nutrientes presentes como iones en la solución del suelo, son absorbidos por la raíz en el espacio de libre difusión por la denominada vía apoplástica (Figura 27), a través de los procesos estrictamente físico-químicos, pasivos (Nye & Mariot, 1969). De esta manera, los iones transportados dentro de la raíz pueden continuar por la vía apoplástica hasta la endodermis, donde la banda de Caspary interrumpe la libre circulación, debiendo continuar por la vía del simplasto (Bray, 1954; Figura 27).

Los iones pueden ser absorbidos directamente en la epidermis (por los pelos radicales) y transportados de célula en célula, por los plasmodesmos, en la vía del simplasto. El proceso por el cual los iones salen del simplasto y entran al sistema conductor, se denomina carga del xilema (Larcher, 2003). El mecanismo puede ser pasivo siempre que haya una diferencia de potencial electroquímico en la vía del simplasto, decreciente hacia el xilema (Hodges, 1974). El transporte pasivo ocurre por difusión libre de iones a favor de un gradiente electroquímico y en forma espontánea, hasta alcanzar el equilibrio electroquímico (Tinker & Nye, 2000).

Por otro lado, la carga del xilema puede ser un proceso activo, en el cual está involucrado el parénquima xilemático. Este proceso consiste en un mecanismo de difusión en contra de un gradiente de concentración que requiere aporte de energía por parte de la célula (Hodges, 1974). La absorción de iones por este mecanismo presenta diferentes tipos de transporte. Las bombas primarias (que se encuentran en el plasmalema y el tonoplasto) provocan cambios de

polarización y facilitan el funcionamiento de bombas secundarias (Hodges, 1974). Las bombas secundarias participan en el mecanismo de transporte activo secundario en el que la energía para transportar el ión proviene del potencial electroquímico generado por las bombas primarias y no directamente de la energía formada por las ATPasas. Una vez que los iones han alcanzado el xilema, son arrastrados pasivamente por la corriente de transpiración, a lo largo de toda la planta, en lo que se denomina transporte en masa o flujo masal, a larga distancia.

El flujo masal arrastra los iones de la solución del suelo, junto con la absorción pasiva de agua por las raíces, provocada por la corriente de transpiración (Barber, 1962).

La mayor parte del fosfato adquirido por las raíces se dirige rápidamente al xilema a través de los mecanismos descritos y se mueve hacia los brotes donde se deposita en los destinos en crecimiento (Figura 28; Raghothama & Karthikeyan, 2005).

El mecanismo de transporte de fosfatos a través del gradiente de protones utiliza también los mencionados transportadores fosfato para permitir el pasaje de P de célula a célula, el que posteriormente será almacenado y/o movilizado vía xilema hacia los destinos de la planta. Las plantas adquieren y almacenan el exceso de fosfato en la vacuola, lo cual es crucial para la homeostasis del P en citosol (Raghothama & Karthikeyan, 2005).

Las células tienen mecanismos para mantener los niveles de P en citosol, a pesar de las grandes fluctuaciones en las concentraciones externas (Glass & Siddiqi, 1984). Bajo condiciones de suficiencia de P, la mayor parte (85 a 95%) se encuentra en las vacuolas (Anghinoni & Barber, 1980). Un dato no menor con respecto al almacenamiento de fósforo en las plantas surge de investigaciones recientes en las que se puede afirmar que aproximadamente el 50% del P total de la raíz del arroz se almacena en la pared celular (Zhu et al., 2016), y posiciona a los mecanismos de remobilización de P desde el apoplasto como un mecanismo central para la regulación de la homeostasis en la planta.

La removilización de las reservas de fósforo hacia los diferentes destinos de la planta

A medida que la planta crece va acumulando P en las células de los tejidos para luego transformarse en las fuentes de P y removilizarlo hacia los nuevos destinos en estados avanzados del crecimiento. Por lo tanto, en plantas que se encuentran en crecimiento vegetativo y durante la fase exponencial, las cantidades de P en tejidos senescentes son mucho menores que las cantidades de P en tejidos en crecimiento (Veneklaas et al., 2012). En esta etapa, la absorción de P por las raíces es la fuente más importante de este macronutriente, y se esperaría que las raíces estén explorando la parte del suelo más rica en P. A medida que la tasa de crecimiento disminuye, el follaje más viejo experimenta condiciones de luz más bajas y comienza a senescer y la expansión y absorción de P por las raíces disminuye. Consecuentemente, se desencadenan mecanismos de removilización que pueden proporcionar cantidades significativas de P hacia los nuevos destinos (Veneklaas et al., 2012).

Las plantas tienden a removilizar al menos el 50% de fósforo de las hojas en senescencia (Aerts, 1996). Esta redistribución de P es una fuente de importante para el crecimiento, especialmente en etapas de

desarrollo y en situaciones donde la disponibilidad de dicho nutriente en el suelo es baja (Veneklaas et al., 2012).

3-2- LAS ESTRATEGIAS DE LAS PLANTAS FRENTE AL DEFICIT DE FÓSFORO

Comparado con otros nutrientes, el P es considerado el menos móvil y el menos disponible para las plantas en la mayoría de las condiciones del suelo (Hinsinger, 2001) y, en general, la producción agrícola está limitada por la baja disponibilidad de este nutriente (Richardson et al., 2011). Los niveles subóptimos de P pueden conducir a pérdidas de rendimiento en una cantidad del 5% al 15% de los rendimientos máximos (Shenoy & Kalagudi, 2005) y esto ha conducido a la utilización de fertilizantes fosforados para evitar dicha merma en los rendimientos. A pesar de ello, los intentos de mejorar esta situación mediante fertilización fosforada se están convirtiendo en una práctica cada vez más antieconómica y ecológicamente cuestionada, ya que la eficacia del fertilizante fosforado agregado es baja, representando aproximadamente un 10% (Shenoy & Kalagudi, 2005). Esto ha llevado a una búsqueda de estrategias más amigables con el medioambiente y económicamente viables para mejorar la producción de cultivos en suelos con bajos niveles de fósforo (Shenoy & Kalagudi, 2005).

Según Gerloff (1977), los cultivares se pueden clasificar como eficientes en P (mayor rendimiento que otros cultivares con bajo contenido de P) y / o sensibles al P (mayor rendimiento que otros cultivares con alto suministro de P). La eficiencia de uso de fósforo (EUP) es la capacidad de los genotipos de cultivos para funcionar bien en concentraciones bajas de P disponible (Shenoy & Kalagudi, 2005).

Las plantas que aprovechan mejor el P disponible en el suelo, han desarrollado diferentes mecanismos relacionados con la adquisición de P del suelo (absorción / captación), la translocación (transporte / partición / removilización) y la utilización interna (Shenoy & Kalagudi, 2005). Se sabe que existen variaciones inter e intra-específicas para estos rasgos y se muestra que están bajo control genético y fisiológico, pero modificadas por las interacciones planta-ambiente (Shenoy & Kalagudi, 2005).

Es un gran desafío relacionar y comprender la fisiología molecular de la planta en términos de los mecanismos y la regulación de la adquisición y utilización de nutrientes minerales, lo que finalmente conduciría a la obtención de cultivos que requieren menos fertilización fosforada y, por lo tanto, allanando los sistemas de cultivo sostenibles económica y ecológicamente (Shenoy & Kalagudi, 2005). Por lo tanto, es importante entender cómo se comportan las plantas frente al déficit de P, ya que una comprensión mecanicista de cómo las plantas registran y responden a la escasez de P podría facilitar la selección, la cría ("*breeding*") y los enfoques de mejoramiento genético para mejorar la producción de cultivos y reducir nuestra dependencia a los fertilizantes inorgánicos no renovables (Vance et al., 2003; Hammond et al., 2004).

En esta sección se explica de manera ordenada, por un lado, cuales son las estrategias que tienen las plantas para hacer más eficiente la adquisición de fosfatos del suelo (Eficiencia de absorción; EAP) y, por otro lado, cuales son las estrategias que mejoran la eficiencia de uso del fósforo (eficiencia de uso; EUP) por parte de las

plantas. En este sentido, existen numerosas estrategias de las plantas frente al déficit de P en el suelo y que contribuyen a una mejor y más eficiente adquisición por parte de las mismas. En virtud de ello se pueden distinguir diferentes tipos de estrategias.

Lynch (2007) ha argumentado que la mejora en el aprovechamiento de P por las plantas se lograría de manera más eficaz al seleccionar por mejoras en la eficiencia de adquisición de fosfatos (es decir, rasgos de raíz) en lugar de mejorar la eficiencia de utilización de P (rendimiento por unidad de P interno). Hay varias razones para este argumento incluyendo la probabilidad de que los rasgos que mejoran la eficiencia de utilización de nutrientes se comportan antagónicamente con otros rasgos de interés para los criadores ("*breeders*") y porque los rasgos de las raíces representan una reserva esencialmente inexplorada de variación fenotípica útil. Sin embargo, Wang y colaboradores (2010) sostienen que muchos cultivares ya tienen una capacidad de absorción de P relativamente alta, pero son pobres en la movilización y reutilización del mismo. Estos autores sostienen que las mejoras en la eficiencia de la utilización de P serán necesarias para la eficiencia nutricional en cultivos bajo sistemas intensivos modernos.

Además, desde un punto de vista fisiológico y en relación a la respuesta de las plantas frente al déficit de P se puede decir que las mismas reaccionan con gran rapidez frente a esta condición y, en consecuencia, se desencadenan las respuestas típicas que necesariamente requieren que existan bajos niveles de P en los tejidos, o en las células. Pero también existen respuestas que no necesariamente requieren que baje la concentración de P en las células. En este aspecto, Veneklaas y colaboradores (2012) afirman que las plantas empiezan a economizar en fosfatos, reduciendo el crecimiento de los brotes, mucho antes de que se vacíe la reserva vacuolar de P.

Un tema crucial en la agricultura contemporánea es mantener y mejorar (siempre que sea posible) el rendimiento de los cultivos a la vez que se minimizan los costos y los efectos secundarios sobre la estructura y la dinámica de los ecosistemas. En este contexto, favorecer el uso eficiente de elementos minerales esenciales originalmente presentes en los suelos, así como aquellos agregados como fertilizantes, se considera una prioridad de investigación (White & Brown, 2010). Para cumplir este objetivo, se han ideado dos estrategias complementarias tales como, mejorar la eficiencia de la adquisición de nutrientes por las raíces a partir de la solución del suelo y mejorar la eficiencia mediante la cual los elementos adquiridos se utilizan para generar biomasa vegetativa o partes comestibles de las plantas.

3-2-1- Las estrategias de mejora en la adquisición de fosfatos

Dentro de las **estrategias de mejora de la adquisición de fosfatos** se encuentran aquellas que consisten en modificaciones morfológicas y desarrollo de raíces específicas que mejoran la absorción de P disponible en la rizosfera (Vance et al., 2003, Hammond et al., 2004); la secreción de exudados radiculares que favorecen la disponibilidad de fosfatos en la rizosfera, relacionados con la liberación de compuestos químicos por parte de las raíces tales como ácidos orgánicos, enzimas fosfatasas y fitasas, y protones (Richardson et al., 2011; Shen et al., 2011); la presencia de transportadores específicos de P en las raíces (Mudge, 2002); y las interacciones de la raíz con los

microorganismos del suelo (Lambers et al., 2006), tales como algunas rizobacterias (Mohammadi, 2012) del genero *Bacillus* spp. (De Freitas et al., 1997), algunos hongos no micorrízicos del genero *Aspergillus* y *Penicillium* spp. (Richardson et al., 2011) y otros hongos micorrízicos arbusculares (Richardson et al., 2011).

En los programas de mejoramiento en los que se buscan estrategias óptimas para la adquisición de P del suelo se deben tener en cuenta las características del suelo. En suelos relativamente fértiles, donde la productividad está limitada por el nivel de P, son deseables las estrategias micorrízicas. En cambio en suelos pobres en P, donde los cultivos absorben una gran fracción de P total del suelo, son deseables las estrategias de exudado de carboxilatos (Lambers et al., 2015).

Las “*cluster roots*” son probablemente la mejor estrategia cuando hay suficiencia de P, pero el mismo está muy poco disponible.

Existen estudios que sugieren que en los suelos ricos en P, pero que no se encuentra disponible instantáneamente, la estrategia más eficiente es construir un número relativamente pequeño de “*cluster roots*”, durante un tiempo relativamente largo y liberar exudados a velocidades relativamente rápidas. Mientras que en los suelos pobres en P, la estrategia más eficiente es construir un número relativamente grande de “*cluster roots*”, mantenerlas durante un tiempo relativamente corto, y producir exudados a velocidades relativamente lentas (Lambers et al., 2015).

Algunas de estas estrategias pueden presentarse simultáneamente, logrando una combinación de procesos que potencian aun más la mejora en la adquisición de fosfatos. Es decir, los mecanismos descritos que forman parte de las diferentes estrategias antes citadas, pueden darse de manera combinada o independiente, dependiendo de la especie de planta y del ambiente edáfico en el que se encuentra la planta en relación a la disponibilidad y la cantidad de P total.

3-2-1-1- Estrategias de modificaciones morfológicas radicales (o de exploración) y desarrollo de raíces específicas

Diferentes estudios científicos demuestran que las plantas pueden aumentar el área de la superficie radical aumentando el número y la longitud de las raíces, lo cual se correlaciona con un aumento del desarrollo del número de células (Soil Association, 2010). Además, en términos de asimilación del consumo, la proliferación de raíces puede ser una estrategia costosa para la adquisición de nutrientes y se ha argumentado que las plantas estarían mejor provistas por una mayor plasticidad fisiológica de las raíces que daría lugar a una mayor absorción de P por unidad de raíz si estas crecen diferencialmente en zonas ricas en nutrientes (Richardson et al., 2009). De hecho, una gran proporción de las especies responde al aumentar tanto la plasticidad morfológica como la absorción de nutrientes por unidad de raíz (Robinson, 1994). Sin embargo, para nutrientes poco móviles en el suelo como el P, y en situaciones donde las plantas compiten por el mismo recurso de nutrientes, es probable que la proliferación de raíces logre una explotación eficiente de parches ricos en nutrientes (Robinson, 1996).

Las plantas exhiben un rango de adaptaciones morfológicas y fisiológicas en respuesta a la baja disponibilidad de P, algunas de las cuales son específicamente inducidas en condiciones de deficiencia de

este nutriente (Richardson et al., 2009). El ajuste a la deficiencia involucra varios factores que incluyen partición preferencial de materia seca en el crecimiento de la raíz, cambios en la morfología de la raíz que ayudan a la planta a mantener su capacidad para explorar el suelo (Tinker & Nye, 2000), cambios fisiológicos que alteran la distribución interna y el metabolismo celular del P (Vance et al., 2003) y procesos de raíz que afectan directamente la disponibilidad de fósforo en la rizosfera (Hocking & Randall, 2001).

Un aspecto fundamental por el cual se debería tener especial consideración sobre las estrategias adaptativas de las raíces de las plantas para favorecer la adquisición del P de la rizosfera es la condición de solubilidad limitada que tiene este nutriente (Figura 29). Como ya se indicó anteriormente, éste es el macronutriente con menor disponibilidad en el suelo e incluso en suelos bien fertilizados, en promedio sólo el 20 % de la entrada de fertilizantes son utilizados por las plantas en la primer campaña, ya que la mayor parte del fertilizante fosfatado es propenso a la fijación y la incorporación en formas orgánicas de fosfatos que comprenden 20-80% del P total del suelo. (Richardson, 1994; Holford, 1997). Por lo tanto, las plantas superiores son fuertemente dependientes de las adaptaciones específicas para adquirir P en cantidades suficientes.

Zhu y colaboradores (2017) consideran que una de las estrategias más comunes utilizadas por las plantas para hacer frente a la baja disponibilidad de fosfatos en el suelo es mejorar la adquisición mediante la remodelación de la arquitectura y la morfología del sistema radical.

En este sentido, según Neumann (2016) las respuestas de las plantas hacia una mejora en la adquisición de fosfatos comprenden:

- a- la estimulación del crecimiento de las raíces (mayor cantidad y longitud de raíces)
- b- el aumento de la formación de estructuras de raíces finas (raíces laterales con numerosos pelos formando las "*cluster roots*", etc.)
- c- el desarrollo superficial de raíces (*shallow roots*) en el horizonte superior del suelo con mayor contenido de P y la estimulación del crecimiento de raíces laterales en áreas del suelo ricas en N y P.

Así mismo, Richardson y colaboradores (2009) indicaron que las características de las raíces que ayudan a la exploración del suelo y la adquisición de P incluyen:

- a- alta proporción de raíces (es decir, una gran masa de raíces como proporción de la masa total de plantas).
- b- alta tasa de elongación de raíces.
- c- longitud de raíz específica alta o 'SRL' (longitud por unidad de masa de raíz) que da a una planta raíces largas.
- d- pelos largos y densos que aumentan en gran medida el volumen del suelo que las raíces pueden explotar.
- e- desarrollo de estructuras especializadas.

Modificaciones de aclimatación

Las concentraciones más altas de P disponible para la planta generalmente se encuentran en la capa superficial (0 - 10 cm.) de los perfiles del suelo o en parches ricos en nutrientes. Las plantas

normalmente tienden a generar más raíces en la porción superficial del suelo que en las partes profundas.

Un análisis de los rasgos asociados con una mayor absorción de P en el trigo muestra que la densidad de raíces en la superficie del suelo es el rasgo más importante para la adquisición de P (Manske et al., 2000).

Una arquitectura de raíz que tiene una gran proporción de raíces en el suelo superficial denominadas “*shallow roots*” (Lynch & Brown, 2001) y una alta plasticidad morfológica que permite que las raíces proliferen en parches ricos en nutrientes (Hodge, 2004), aumentan la eficiencia de la adquisición de P (Figura 30). Lo cual resulta lógico ya que las plantas que desarrollan sistemas radicales con dichas características absorben fósforo de manera más eficiente debido a que la mayor parte del P se encuentra en los estratos superficiales del suelo (Simpson & Pinkerton, 1989).

En relación a este tema, Liao y colaboradores (2001) evaluaron cinco genotipos de frijol común (*Phaseolus vulgaris*) con adaptación contrastante a la baja disponibilidad de P en bolsas de crecimiento, cultivo de arena y cultivo de suelo. A partir de este trabajo se puede concluir que la disponibilidad de P regula el gravitropismo de la raíz, y que esta respuesta puede ser importante para la adaptación de la planta a suelos con bajo contenido de P. Además, los resultados de este trabajo también arroja las siguientes conclusiones: (1) la disponibilidad de P regula el crecimiento gravitrópico de la raíz tanto en la bolsa de crecimiento como en los medios sólidos; (2) las respuestas observadas en las plántulas jóvenes se transmiten durante el crecimiento vegetativo; (3) la respuesta del gravitropismo de la raíz a la disponibilidad de P varía entre los genotipos; y (4) la adaptación genotípica a la baja disponibilidad de P se correlaciona con la capacidad de asignar raíces a horizontes superficiales del suelo bajo estrés de P.

Algunas especies pueden citarse como ejemplos con respecto a las adaptaciones de la raíz, como son los casos de maíz y de trigo en los que se han observado respuestas similares en cuanto al crecimiento de las raíces y al desarrollo de las raíces laterales, y su contribución a la captación de P (Richardson et al 2011).

También se han reportado variaciones considerables en la longitud y morfología del pelo de las raíces para varias especies, incluyendo la cebada (*Hordeum vulgare*), el frijol (*Phaseolus bulgaris*), la soja (*glycine max*) y el trébol blanco (*Trifolium repens*) (Richardson et al., 2011). En este sentido, se observó que en maíz, frijol y soja, los ángulos de crecimiento menos profundos de raíces axiales (raíces basales en leguminosas, raíces seminales y de corona en maíz) conllevan a un aumento en la exploración del suelo y por lo tanto en un aumento en la adquisición de P. La variación en el ángulo de crecimiento de la raíz entre genotipos estrechamente relacionados se asocia con un aumento de hasta 600% en la adquisición de P, un aumento del 300% en el rendimiento en frijol (Liao et al., 2001) y 100% de aumento en la adquisición de P en el maíz (Zhu et al., 2005).

Modificaciones específicas de las raíces

Dentro de las modificaciones específicas se encuentran sistemas radicales morfológicamente diferentes que según sus particularidades

se las denomina “*cluster roots*” (o raíces “proteoides”), “*dauciform roots*”, “*sand-binding roots*” y “*capillaroid roots*” (Lambers et al., 2015).

Las “*cluster roots*” (o raíces “proteoides”; Fotografías 9, 10 y 14) están presentes en especies de plantas de las familias *Proteaceae*, *Casuarinaceae*, *Fabaceae* y *Myricaceae*, también se encuentran en algunas especies cultivadas como *Lupinus albus* (lupino blanco), *Macadamia integrifolia* (nuez de macadamia) y *Cucurbita pepo* (zapallo de Angola) (Shane & Lambers, 2005).

Las “*dauciform roots*” o raíces dauciformes se describen como raíces laterales hinchadas con abundancia de pelos de raíz largos y densos (Fotografías 9 y 10) y están presentes en muchas especies de la familia *Cyperaceae* como por ejemplo *Schoenus unispiculatus* (Shane et al., 2006) y *Caustis blakei* (Playsted et al., 2006).

Los tipos de raíces conocidas como “*sand-binding roots*” (Fotografías 12 y 13) se encuentran presentes en especie tales como *Discocactus placentiformis* de la familia de las *Cactaceae* (Abrahão et al., 2014); *Haemodorum paniculatum*, *Conostylis aculeata* subsp. *Cygnorum* y *Anigozanthos manglesii* subsp. *Manglesii* de la familia *Haemodoraceae* (Smith et al., 2011) y *Conostylis candicans*, *Conostylis serrulata*, *Anigozanthos flavidus*, *Tribonanthes australis*, *Conostylis glabra*, *Macropidia fuliginosa*, *Conostylis teretifolia*, *Blancoa canescens* y *Phlebocarya pilosissima* de la familia *Conostylidoideae* (Smith et al., 2011).

Las raíces denominadas “*capillaroid roots*” (Fotografías 10 y 11) en especies de las familias *Restionaceae* (Lambers & Shane, 2007) y *Anarthriaceae*, en las que se puede tomar como ejemplo de esta última familia a la especie *Lyginia barbata* (Lambers et al., 2015).

Dentro de todas estas variantes, la formación de raíces proteoides pertenece a las modificaciones de raíz más estudiadas y más especializadas con respecto a la movilización de fuentes de P escasamente solubles en suelos. Este tipo de sistema radical se puede describir como grupos de pequeñas raíces agrupadas con alta densidad de pelos (Fotografías 9, 10 y 14). Estas estructuras, además, liberan carboxilatos en la rizosfera, solubilizando así los nutrientes escasamente disponibles, como lo es el P (Richardson et al., 2009; Lambers et al., 2015). Uno de los factores más importantes que favorecen la formación de estas raíces es la concentración de P en la planta. Las altas concentraciones de P inhiben la producción de raíces laterales, pero aumentan la elongación de la raíz primaria, mientras que la falta del mismo en la planta conduce al fenotipo opuesto (Lambers et al., 2015). De hecho, la formación de raíces proteoides en el lupino blanco es inducida y regulada por la concentración de P en el tallo en lugar de la concentración de P de la raíz o la solución del suelo (Shen et al., 2003).

Los estudios realizados por Lambers y colaboradores (2015) dicen que en condiciones de muy baja concentración de P en el suelo, las especies no micorrícicas con “*cluster roots*” crecen mejor que las especies micorrícicas sin “*cluster roots*”, lo que permite inferir que este tipo de raíces resultan más eficientes para la adquisición de fosfatos que las micorrizas, cuando la disponibilidad de P en el suelo es muy baja.

La respuesta a nivel de genes del crecimiento radical frente a la falta de fósforo

Varios estudios han identificado genes individuales que responden a la deficiencia de P y, más recientemente, la tecnología de micro-arreglos se ha utilizado para catalogar los efectos de la deficiencia de P en la expresión de miles de genes simultáneamente. Se piensa que la expresión de estos genes está coordinada por respuestas de cascada de genes generales relacionados con el estrés por P y también por respuestas de cascada de genes específicos relacionados con la baja concentración de P en planta (Hammond et al., 2004). Los genes que responden a la deficiencia de P se pueden agrupar en genes "tempranos" y "tardíos". Los genes "tempranos" responden rápidamente a la deficiencia, y se consideran genes no específicos (Hammond et al., 2004). En cambio, los genes "tardíos" alteran la morfología, fisiología o metabolismo de las plantas con deficiencia de P prolongada y se los considera genes específicos (Hammond et al., 2004). Estos genes "tardíos" generalmente mejoran la adquisición de P o promueven el uso eficiente dentro de la planta (Hammond et al., 2004).

Aunque se han identificado varios genes o grupos de genes que responden consistentemente a la deficiencia de P en todas las especies de plantas, el momento preciso en el que estos genes cambian su expresión durante la deficiencia de P todavía no está clara. Esto es consecuencia de las diferentes técnicas utilizadas para imponer la deficiencia y las ontogenias contrastantes del material vegetal utilizado. En consecuencia, la construcción de una vía de respuesta precisa de los genes implicados en las respuestas de la planta a la deficiencia de P es especulativa (Hammond et al., 2004).

3-2-1-2- Estrategias bioquímicas o de solubilización

Las plantas activan mecanismos bioquímicos que podrían conducir a una mayor adquisición de fósforo a partir de fuentes de fósforo orgánico y fósforo inorgánico en el suelo (Raghothama & Karthikeyan, 2005). Las modificaciones de la química de la rizósfera, tales como la acidificación del medio rizosférico y la secreción de ácidos orgánicos (carboxilatos, fenoles) y fosfohidrolasas (fosfatasa, fitasa), aumentan la solubilidad y la disponibilidad de fosfatos en la rizosfera (Neumann & Römheld, 2007).

Dichos compuestos son liberados por las raíces de las plantas hacia la rizosfera a través del proceso de exudación, afectando la disponibilidad de P en el suelo (Richardson et al., 2009). Los compuestos más importantes secretados por las raíces hacia la rizosfera en términos de la nutrición fosforada de las plantas son ácidos orgánicos y las enzimas fosfatasas. Los ácidos orgánicos, contribuyen a la acidificación de la rizosfera, favorecen la solubilidad de la fracción de P inorgánico escasamente soluble y afectan la cinética de las reacciones de adsorción / desorción de P para su posterior disponibilidad para las plantas (Gahoonia & Nielsen, 1992). Con respecto a las enzimas fosfatasas, las plantas han desarrollado la capacidad de secretar dichas enzimas que son capaces de liberar fosfatos de la fracción de fósforo orgánico, para que esté disponible para su absorción (Duff et al., 1994) y esto resulta importante ya que en muchos suelos, una porción significativa (20-80%) del P del suelo se encuentra en formas orgánicas.

Por lo tanto, se puede decir que las raíces de las plantas tienen la capacidad de modificar su rizosfera, para poder absorber los fosfatos de formas orgánicas e inorgánicas inmovilizadas.

Ácidos orgánicos (Aniones orgánicos)

Los ácidos orgánicos son compuestos de bajo peso molecular que se exudan como aniones acompañados de la extrusión de protones (Hocking, 2001) que promueven la acidificación del medio e intervienen en la desorción de P. El exudado de ácidos orgánicos (principalmente citrato, malato u oxalato) en la rizosfera tiene como finalidad liberar los fosfatos unidos a las partículas de arcilla mediante el mecanismo de intercambio de ligandos (Raghothama & Karthikeyan, 2005; López-Bucio et al., 2000).

Los ácidos orgánicos por su naturaleza química dentro de la rizosfera son también llamados aniones orgánicos. A pesar que frecuentemente se refieren a ellos como "ácidos" orgánicos en la literatura como en la presente revisión, el "anión" orgánico sería una terminología más apropiada en la mayoría situaciones (Hinsinger, 2001). Estos compuestos se encuentran en las células de la raíz de la planta antes que se desencadenen los procesos metabólicos que permiten su exudación y liberación en la rizosfera. Los bajos valores de pK de muchos ácidos orgánicos (en comparación con el pH neutro del citosol) sugieren que los mismos están disociados en el citosol de células de raíces (Hinsinger, 1998). Por lo tanto, no se espera que se liberen como ácidos, sino como su base conjugada, es decir, como aniones orgánicos. A pH alrededor de 7,3 (pH citosólico), el citrato está predominantemente presente como citrato³⁻, el malato como malato²⁻ y el oxalato como oxalato²⁻ (Hinsinger, 2001).

Los aniones orgánicos exudados de raíces son claramente importantes en la adquisición de P del suelo (proveniente o no de los fertilizantes), ya que la adición de estos aniones a los suelos, especialmente citrato y oxalato, puede movilizar cantidades significativas de P (Hens et al., 2003), y reducir la adsorción del fertilizante fosforado a los coloides del suelo (Bolan et al., 1994). Además, la síntesis de ácidos orgánicos en las raíces de las plantas también se ve afectada por otros factores externos como, por ejemplo, la forma de nitrógeno (NO₃⁻ o NH₄⁺) suministrada (Haynes, 1990).

Numerosos estudios han demostrado que los aniones orgánicos modifican la química de la rizosfera y movilizan diversas formas de fósforo inorgánico. Esto ocurre debido al cambio del pH de la solución del suelo, aumentando así la disolución de la fracción de P mineral y poco soluble (Richardson et al., 2009). Como consecuencia, se alteran las características de la superficie de las partículas coloidales del suelo, favoreciendo la desorción de fosfatos, no solo de dichas partículas coloidales sino también de los cationes con los que forman complejos y de quelantes (Bar-Yosef, 1991), vía intercambio de ligandos y disolución de ligandos. También, se favorece indirectamente la disponibilidad de fosfatos en la solución del suelo promoviendo el crecimiento de microorganismos asociados a las raíces (Richardson, 1994).

Considerando los diferentes aniones orgánicos, la movilización de P es mayor para el caso del citrato (ácido tricarboxílico) seguido del oxalato (ácido dicarboxílico), malato, malonato y tartrato como moderadamente efectivos. El succinato, el fumarato, el acetato y el lactato son los menos efectivos (Nagarajah et al., 1970). El ácido cítrico y el ácido málico fueron los más frecuentemente implicados en la respuesta de las raíces de las plantas frente a la adquisición de P (Hinsinger, 2001).

El citrato es particularmente eficaz para movilizar el P a partir de los complejos Al-P y Fe-P en suelos ácidos (Bar-Yosef 1991, Bolan et al., 1994) y Ca-P en suelos calcáreos; o a partir del fertilizante de fosfato de roca, por la disminución del pH de la rizósfera debido a la extrusión de protones que acompaña a este proceso (Dinkelaker et al., 1989). Para el caso de los suelos calcáreos, se ha demostrado que el citrato reacciona con el calcio (Ca^{2+}) liberado para formar citrato de Calcio insoluble (Richardson et al., 2009), quedando libre el fosfato para su aprovechamiento por las plantas.

El patrón de exudación de estos diversos compuestos varía considerablemente entre especies vegetales (Neumann & Römheld, 1999). Por ejemplo, el ácido cítrico ha sido reportado como el ácido orgánico dominante exudado por especies como el lupino blanco (Neumann & Römheld, 1999) y alfalfa (Lipton et al., 1987), especialmente cuando dichas plantas se sometieron a deficiencia de P. Gaume (2000) mostró recientemente entre dos genotipos contrastantes de maíz, que el genotipo tolerante a bajos suministros de P exuda más ácidos orgánicos (especialmente ácidos transaconíticos, málicos y cítricos) que el genotipo sensible, en condiciones de bajos niveles de P en el suelo (Hinsinger, 2001). Aunque las raíces exudan una variedad de aniones orgánicos, generalmente sólo 1 o 2 dominan para diferentes especies (Richardson et al., 2009).

Enzimas fosfatasas

La mineralización de P orgánico ocurre a través de la actividad de las enzimas fosfatasas y las plantas requieren de dichas enzimas para liberar fosfato de la fracción de P orgánico (Richardson et al., 2011; Neumann, 2016). Por lo que, la secreción de fosfatasas (enzimas extracelulares) es importante para la adquisición de fósforo a partir de sustratos de P orgánico contenidos el suelo (Richardson et al., 2011).

Se han identificado diversas fosfatasas con diferente especificidad de sustrato en raíces de plantas y microorganismos del suelo. De hecho, este tipo de enzimas pueden ser producidas por las plantas y los microorganismos implicados en la degradación de los complejos orgánicos de P (Neumann, 2016).

La inducción de fosfatasas durante la deficiencia de P en planta es una respuesta universal de las plantas superiores (angiospermas y gimnospermas; Duff et al., 1994). Los diferentes tipos de fosfatasas producidas por las plantas se encuentran presentes en los compartimentos intracelulares o en los espacios extracelulares (Duff et al., 1994). Las fosfatasas extracelulares pueden ser secretadas en la rizósfera en condiciones de deficiencia de fósforo y presentan generalmente una menor especificidad de sustrato (Richardson et al., 2009). En cambio, las fosfatasas intracelulares están presentes en la región apoplástica asociadas a las paredes de las células radicales (Neumann, 2016) y son mucho más específicas en su función (Duff et al., 1991).

Las fosfatasas, además de mejorar la disponibilidad de P en la rizosfera, pueden desempeñar funciones fisiológicas que ayudan a la nutrición de las plantas bajo estrés por falta de P, dentro de las cuales se pueden mencionar, el reciclaje interno que ayuda a la eficiencia de uso del fósforo (EUP; Duff et al., 1994).

En ensayos *in vitro* con concentraciones en exceso de diferentes enzimas fosfatasas se observa que, dependiendo del tipo de suelo y la

historia de fertilización, se pueden liberar cantidades significativas de ortofosfato provenientes de P orgánico en extractos de suelo y suspensiones del suelo (George et al., 2007).

El aumento de la actividad de la fosfatasa en la deficiencia de fosfato parece estar correlacionado con la expresión amplificada de los genes que codifican las fosfatasas (Miller et al., 2001, del Pozo et al., 1999).

Por otro lado, muchas plantas tienen una capacidad limitada para obtener fósforo a partir del fitato (fosfato de inositol), y esto se asocia con una baja actividad de la enzima fitasa extracelular (Richardson et al., 2009). El fitato es una de las fracciones principales de Po en el suelo y no está disponible para las plantas como fuente de P. Esto es así, ya que el fitato se presenta acompañado con cationes o adsorbido a varios componentes del suelo y, además, las plantas no son capaces de liberar el P del fitato a formas disponibles para su absorción (Lung & Lim, 2006). Por este motivo, el acceso de la planta al P del fosfato de inositol presente en el suelo está mediado principalmente por microorganismos con actividad de fitasa extracelular y sus interacciones dentro de la rizosfera (Richardson et al., 2001; Richardson y Simpson, 2011).

Las fitasas forman parte de un subgrupo de enzimas de la familia de las fosfatasas ácidas, las cuales son del tipo hidrolasas. Éstas actúan rompiendo los enlaces fosfomonoéster degradando los fitatos a mioinositol hexafosfato y Pi, los cuales tienen menor o nulo efecto quelante (Kim et al., 2006). Algunos microorganismos fúngicos como *Aspergillus niger* son capaces de liberar enzimas fitasas que mejoran la capacidad de las plantas para adquirir P (Lung & Lim, 2006).

Por lo tanto, este tipo de enzima adquiere importancia ya que es capaz de hidrolizar fitato a inositol y Pi y, de esta manera, las plantas pueden acceder a la fracción Pi liberado (Richardson et al., 2001).

3-2-1-3- Estrategias de captación o absorción

Transportadores fosfato, de alta afinidad.

Para maximizar la adquisición de P, las plantas tienen la capacidad de aumentar la producción y disponibilidad de transportadores de fosfatos (Mudge et al., 2002). De hecho, algunas plantas han mejorado esta capacidad de adquirir fosfatos de la rizosfera a través de mecanismos que involucran transportadores de alta afinidad (Raghothama & Karthikeyan, 2005).

Los transportadores de fosfatos de alta afinidad se expresan inducidos por el déficit de P dentro de la planta, a diferencia de los transportadores de baja afinidad que se expresan constitutivamente (Raghothama & Karthikeyan, 2005).

Las plantas requieren estos transportadores especializados en la interfaz raíz / rizosfera para absorber el ortofosfato de las concentraciones micromolares (μM) en la solución del suelo (Lambers & Plaxton, 2015) y transportarlo a través de membranas al citosol de las raíces donde la concentración de P puede ser mil veces mayor que la solución del suelo (Ramaekers et al., 2010). Una vez que ingresa al simplasto de la raíz, el fosfato se metaboliza en el citosol, o se transporta a las células vecinas o a los orgánulos, entre los cuales la vacuola sirve como un reservorio temporal de fosfatos (Liu et al., 2014).

La captación del fosfato del suelo y su translocación dentro de la planta (entre órganos y entre compartimentos subcelulares) requieren la

coordinación de un conjunto de proteínas con actividad de este tipo de transportadores. Se ha identificado y caracterizado funcionalmente subfamilias de “transportadores de fosfato” en plantas, identificados como Pht1, Pht2, Pht3. Los miembros de la familia Pht1 (Transportadores de fosfatos 1) son los más intensamente estudiados (Gu, 2016) debido a que la subfamilia Pht1 es principalmente responsable de la absorción de fosfatos de la solución del suelo. Estos transportadores son inducidos específicamente por la deficiencia de P y permiten que el ortofosfato sea transportado (a través de un proceso dependiente de ATPasa) a través de la membrana plasmática de células epidérmicas de raíz contra el gradiente de concentración desde la solución del suelo a los tejidos internos de la planta (Ramaekers et al., 2010).

Varios genes que codifican proteínas transportadoras se han clonado y caracterizado a partir de una gama de especies de plantas (Rausch & Bucher, 2002).

Por ejemplo, se han clonado nueve genes transportadores de *Arabidopsis*, al menos cinco de papa y hasta ocho de cebada. Todos los genes clonados son miembros de la familia Pht1 y están altamente conservados (Rausch & Bucher, 2002). Varios estudios revelan la expresión de los genes Pht1 en diferentes órganos, incluidos la raíz, los tejidos de los brotes y los órganos reproductivos, pero la expresión más alta se encuentra comúnmente en los pelos radicales (Mudge et al., 2002).

3-2-1-4- Estrategias combinadas

Raíces y exudados

Las modificaciones radicales específicas nombradas anteriormente también vienen acompañada de otro tipo de estrategia relacionada a procesos de modificación química de la rizósfera (por la acidificación de la rizósfera a través de la secreción de exudados y por la acción de las fosfohidrolasas) que conjuntamente ayudan a aumentar la solubilidad y la disponibilidad de fosfatos en la rizosfera (Neumann & Römheld, 2007).

La formación de las denominadas “*cluster roots*” están entre las adaptaciones morfológicas más especializadas para promover la secreción de exudados que movilizan fosfatos (Lambers et al., 2015). La formación de las “*cluster roots*” activa la liberación concentrada de ácidos orgánicos (citrato, malato, fenólicos), enzimas fosfatasas ácidas y protones que conducen a cambios reductivos en la rizosfera dando como resultado la solubilización y movilización de fosfato del suelo escasamente soluble (Neumann & Römheld, 2007). El crecimiento y desarrollo de este tipo de raíces y el exudado de estos compuestos también está relacionada con la expresión de transportadores de P de alta afinidad (Vance et al., 2003).

Uno de los ácidos orgánicos que más se correlaciona con los exudados de las “*cluster roots*” es el citrato. El citrato es un carboxilato que solubiliza eficazmente el fosfato unido a óxidos e hidróxidos de Fe y Al (Lambers et al., 2015). La exudación de carboxilatos de las “*cluster roots*” ocurre en respuesta a la necesidad de P o Fe por parte de la planta (Lambers et al., 2015). La respuesta metabólica frente a la necesidad de fósforo es similar en especies productoras de “*cluster*

roots” y especies no productoras de este tipo de raíces (Lambers et al., 2015).

La liberación de exudados de las raíces hacia la rizosfera afecta directa o indirectamente la disponibilidad de fósforo en el suelo para las plantas (Randall et al., 2001). Además, la acidificación de la rizosfera a través del exceso de captación de cationes por las plantas y la liberación de protones para mantener el equilibrio de la carga interna puede estabilizar la solubilidad de los compuestos de P inorgánico escasamente solubles y / o afecta la cinética de las reacciones de adsorción / desorción del P y la posterior disponibilidad del mismo para las plantas (Gahoonia & Nielsen, 1992; Hinsinger, 2001).

Sin embargo, los compuestos más importantes que exudan las raíces a la rizosfera son probablemente ácidos orgánicos de bajo peso molecular, en términos de la nutrición fosforada de las plantas (Richardson et al., 2009), por todo lo expuesto en apartados anteriores con respecto a los ácidos orgánicos.

Las especies que han sido más estudiadas y reportadas en relación a la exudación de ácidos orgánicos por las *cluster roots* son *Lupinus pilosus* L. (lupino azul) y *Lupinus albus* L. (lupino blanco), siendo el citrato el ácido orgánico liberado por este tipo de raíces (Richardson et al., 2009).

Raíces y fitasas microbianas

Los fitatos (fosfatos de inositol) en el suelo son resistentes a la mineralización y se acumulan como resultado de las reacciones de adsorción y precipitación (McKercher & Anderson 1989). En estudios de laboratorio, la inoculación de plantas con microorganismos que poseen actividad de fitasa, o la adición de fitasa microbiana purificada a las raíces, condujo a un aumento en la nutrición fosforada de las plantas suministradas con fitato (Findenegg & Nelemans, 1993; Richardson et al., 2001). Sin embargo, las respuestas significativas a la inoculación se han observado generalmente solo en medios de crecimiento con baja capacidad de fijación de P o cuando se proporcionan grandes cantidades de fitato.

Existen estudios que demuestran que muchas plantas tienen una capacidad limitada para obtener P a partir del fitato, y que esto se asocia a una baja actividad de la fitasa extracelular (Findenegg & Nelemans, 1993). Como método alternativo para mejorar la capacidad de las plantas para adquirir P directamente a partir de fosfatos de inositol, se han expresado fitasas microbianas, por ejemplo del hongo *Aspergillus niger*, en plantas (Richardson et al., 2001).

Las plantas transgénicas de *Arabidopsis* (*Arabidopsis thaliana*) liberan fitasa extracelular de sus raíces, esto les confiere la capacidad de desfosforilar el fitato y, cuando se cultivan bajo condiciones controladas, muestran mayor crecimiento y nutrición fosforada (Richardson et al., 2001).

Esto podría estar relacionado con la capacidad de las plantas para obtener P a partir del fitato producto de la capacidad de las fosfatasas específicas para liberar cantidades significativas de P de diferentes reservas de P orgánico (Richardson et al., 2009).

3-2-1-5- Estrategias de interacción con microorganismos, mutualismo, simbiosis

Como ya se mencionó anteriormente, los microorganismos juegan un papel importante en la adquisición y transferencia de nutrientes en el suelo. Para el P, los microorganismos del suelo están involucrados en una variedad de procesos que afectan la transformación de las fracciones de P y por lo tanto influyen en la posterior disponibilidad de fosfato para las raíces de las plantas (Richardson, 2001). En particular, los microorganismos pueden solubilizar y mineralizar el P contenido en los *pool*es orgánicos e inorgánicos del P total del suelo. Además, los microorganismos pueden aumentar de manera efectiva el área superficial de las raíces.

Dado que la mayoría de los suelos son deficientes en relación a la cantidad de P disponible para plantas y que el fertilizante fosforado representa un costo significativo para la producción agrícola en todo el mundo, existe interés en utilizar microorganismos del suelo como inoculantes para movilizar el P que no se encuentra disponible en suelos con niveles deficientes de este nutriente (Richardson, 2001).

Algunos microorganismos del suelo, pueden convertir la fracción de P insoluble en formas disponibles como monofosfato y difosfatos, por el proceso de la producción de ácidos orgánicos (Simbaña, 2010), entre otros procesos.

Una de las alternativas que favorece la disponibilidad de las fracciones de P es el uso de microorganismos solubilizadores de fosfatos (MSF) en el suelo (Mohammadi, 2012), los cuales convierten las formas insolubles a formas solubles de este nutriente mediante procesos de acidificación, quelación, reacciones de intercambio y producción de ácidos orgánicos (Moreno et al., 2015). Muchas investigaciones se han realizado en base a las facultades de los microorganismos para solubilizar los fosfatos. Dentro de este grupo de microorganismos se pueden citar algunas bacterias del género *Enterobacterias*, *Pseudomonas*, *Alcaligenaceae*, *Rhizobiaceae*, *Flavobacteriaceae*, *Bacillus*, y algunos hongos del genero *Penicillium*, *Aspergillus*, *Trichoderma*, entre otros (Simbaña, 2010).

Hongos que forman micorrizas

Algunos microorganismos pueden generar interacciones sinérgicas con las plantas favoreciendo el crecimiento de las mismas. Un ejemplo de este sinergismo lo constituyen las interacciones entre algunas especies de hongos de suelo y las raíces de algunas especies de plantas (Fernández & Rodríguez, 2005), comúnmente denominadas “micorrizas”.

Las micorrizas poseen estructuras típicas de intercambio nutricional dentro de la raíz y una abundante red de micelio fuera de ésta, que le permite a la raíz explorar de forma más extensa el suelo y aprovechar mejor los elementos de poca movilidad como el fósforo (Tarafdar & Marschner, 1995). Cabe destacar que este tipo de simbiosis evidentemente se verá aun más favorecida con la presencia de los microorganismos solubilizadores de P.

Los hongos que generan micorrizas arbusculares (AMF) es probablemente la simbiosis terrestre más extendida y está formada por un 70-90% de las especies de plantas terrestres (Parniske, 2008) y tienen un papel importante en la nutrición fosforada de los cultivos de muchos sistemas agrícolas en todo el mundo, especialmente en suelos con bajos niveles de P disponible (Fernández & Rodríguez, 2005). La colonización de las raíces y el impacto que esto tiene en el camino por

el que se absorbe el ortofosfato, sugiere que los hongos micorrízicos arbusculares están inevitablemente involucrados en la nutrición fosforada de las plantas colonizadas por estos, incluso cuando no se puede demostrar una respuesta de crecimiento positiva a la colonización (Richardson et al., 2011).

Desde el punto de vista agronómico, incorporar (a las rotaciones) cultivos que sean un buen hospedante para los hongos que generan micorrizas podría ser una alternativa interesante. El principal beneficio de las asociaciones micorrícicas para la absorción de P (y también para algunos micronutrientes, como el zinc; Zn), proviene de su capacidad para aumentar la longitud efectiva y la superficie de las raíces, permitiendo la explotación de un mayor volumen de suelo (Richardson et al., 2009). En algunos casos, las micorrizas también mejoran la utilización del P orgánico del suelo y aumentan la explotación de las regiones ricas en nutrientes del suelo (Tarafdar & Marschner, 1994). Sin embargo, se considera que los hongos micorrícicos sólo tienen acceso a los *pool*es de P del suelo que están fácilmente disponibles para la absorción (Bolan, 1991; Jakobsen et al., 2005).

Además, a cambio de P y otros nutrientes suministrados a la planta, el simbiote fúngico obtiene carbono reducido (Jakobsen et al., 2005). Varios estudios sobre plantas de maíz inoculadas con micorrizas indican que aumenta la adquisición de P y en consecuencia, aumenta también el crecimiento de la planta en condiciones de bajos niveles de P en el suelo, mientras que los valores de estos parámetros disminuyeron en condiciones de altos niveles de P en el suelo (Ramaekers et al., 2010). El costo del carbono de las simbiosis micorrícicas podría causar este efecto perjudicial en condiciones fértiles. En condiciones de bajos niveles de P disponible, Kaeppler y colaboradores (2000) señalan que existe una variación sustancial entre las líneas endogámicas de maíz para la capacidad de respuesta micorrízica, definida como el aumento del crecimiento con la inoculación de micorrizas.

El P acumulado en raíces colonizadas por hongos micorrízicos puede ser 3 a 5 veces mayor que en raíces no micorrizadas (Ramaekers et al., 2010). Se ha descubierto que algunos transportadores de fosfato de la familia Pht1 se expresan solo en la interfaz planta / micorriza durante la simbiosis en diferentes cultivos y se reprimen con altos niveles de P en suelo (Bucher, 2007). La presencia de estos transportadores es esencial para evitar la degradación temprana de esta interfaz, lo que sugiere que la entrega de P, y probablemente otros nutrientes a la planta, es necesaria para mantener la simbiosis (Ramaekers et al., 2010). Por ejemplo, en el caso del arroz (*Oryza sativa*), la inducción de ciertos transportadores de P dentro de la planta está correlacionado con la formación de micorrizas. En respuesta a la persistente deficiencia de P en el suelo muchas plantas han desarrollado una relación simbiótica con hongos micorrízicos (Raghothama & Karthikeyan, 2005).

Los recientes análisis moleculares de los transportadores de P tanto en especies monocotiledóneas como dicotiledóneas han revelado la activación de este tipo de transportadores específicos durante la simbiosis micorrízica (Raghothama & Karthikeyan, 2005). El transportador de fosfato OsPT11 en la planta de arroz, es inducido específicamente en respuesta a la simbiosis micorrízica (Uta et al., 2002). De forma similar, la expresión de este mismo tipo de transportadores de alta afinidad en la planta de *Solanum tuberosum* (StPT3) y *Medicago truncatula* (MtPT4) está claramente asociada con

células de raíz formadoras de arbúsculos (Raghothama & Karthikeyan, 2005). El nivel de inducción se correlaciona con el creciente grado de colonización de raíces por hongos micorrízicos (Raghothama & Karthikeyan, 2005). Curiosamente, existe una correlación negativa entre la expresión de los transportadores de P en las raíces de las plantas y la colonización de las raíces por los hongos micorrízicos (Richardson et al., 2009).

Bacterias promotoras del crecimiento vegetal

Existe un tipo de bacterias que se las conoce como rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB). Esta designación se refiere a bacterias de vida libre que se localizan muy cerca o adentro de las raíces de las plantas y que tienen un efecto benéfico sobre el crecimiento de las mismas (Fernández & Rodríguez, 2005). Los aspectos que revelan la importancia de las PGPB son, no solo su capacidad para ejercer el control biológico de algunas enfermedades de las plantas (Compant et al., 2005) sino también la capacidad intrínseca de estas bacterias para promover el crecimiento e interactuar con la planta a través de mecanismos específicos (Pedraza, et al., 2010). Un aspecto importante desde este punto de vista es la capacidad que tienen las PGPB para favorecer los procesos de solubilización del Pi y mineralización del Po para el posterior aprovechamiento de este nutriente por parte de las raíces de las plantas. En virtud de ello, a este tipo de bacterias se las ha encontrado en asociación con las raíces de numerosas especies de plantas, incluso han sido también reportadas en ambientes marinos conocido como los manglares (Fernández & Rodríguez, 2005).

La intensidad de la asociación planta-bacteria revela la capacidad de esos microorganismos de adaptarse selectivamente al nicho ecológico específico determinado por la planta y su entorno (Pedraza et al., 2010). Además, se las puede encontrar en el suelo formando parte de la microfauna edáfica nativa, o bien se las puede utilizar como inoculante.

Según Fernández & Rodríguez (2005) las características más distintivas que definen a las PGPB son las siguientes:

- no requieren de la invasión interna de tejidos en plantas (como sí ocurre en hongos micorrízicos con la formación de arbúsculos o con la formación de nódulos en el caso las bacterias del genero *Rhizobium*).
- es importante que tengan una elevada densidad poblacional en la rizósfera, especialmente después de su eventual inoculación, ya que en este caso una población que declina rápidamente tiene una baja capacidad competitiva con la microflora nativa del suelo.
- deben presentar una capacidad de colonización efectiva en la superficie de la raíz y, como consecuencia, influir positivamente en el crecimiento de la planta.
- que no produzcan ningún daño en el hombre.

Así, se han pautado ciertos criterios sobre la caracterización de este grupo de microorganismos para definir tanto su estrategia de promoción del desarrollo, como para pre-seleccionar aquellos con mayor potencial para ser empleados en sistemas agropecuarios sostenibles. Algunos de los criterios que hoy permiten seleccionar una bacteria con potencial PGPB son: fijación biológica de nitrógeno atmosférico, solubilización de Pi, mineralización de Po, producción de

inductores de crecimiento vegetal como auxinas, producción de sideróforos, ácido salicílico, ácido cianhídrico, y actividad ACC desaminasa, entre otras. (Pedraza et al., 2010). Dentro de este grupo de bacterias promotoras del crecimiento de las plantas podemos encontrar cepas de diferentes géneros como, *Pseudomonas*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Enterobacter*, *Rhizobium*, *Burkholderia* y *Erwinia* entre otros (Pedraza et al., 2010).

Las bacterias del género *Pseudomonas* han sido utilizadas como PGPB tanto por sus efectos directos como indirectos (Pedraza et al., 2010). La mayor cantidad de información referida a la actividad de PGPB, como por ejemplo *Pseudomonas* sp., está vinculada a efectos indirectos, a través del control de microorganismos patógenos, produciendo compuestos antifúngicos que pueden suprimir enfermedades a través de varios mecanismos, que incluyen una mayor capacidad competitiva por los nutrientes disponibles, producción de antibióticos, sideróforos (compuestos orgánicos que captan hierro) e inducción de resistencia sistémica (Dowling & O`Gara, 1994). Por otro lado, varias cepas de *Pseudomonas* fueron caracterizadas como solubilizadoras de P por su capacidad de producir ácidos orgánicos (ácido oxálico, fumárico y cítrico) y enzimas fosfatasas, facilitando la solubilización del fósforo inorgánico y otros nutrientes (Ferraris y Couretot, 2004).

La ingeniería genética ofrece la posibilidad de aislar y caracterizar genes nuevos relacionados con la solubilización de P mineral u orgánico, y su manipulación constituye una vía para incorporar a bacterias promotoras del crecimiento vegetal esta capacidad y así mejorar la disponibilidad de P a las plantas. La posibilidad de obtener biofertilizantes basados en estos microorganismos lograría un efecto positivo en las plantas y un impacto ecológico beneficioso al medio ambiente (Fernández & Rodríguez, 2005).

3-2-1-6- Estrategias de mejora de la eficiencia de uso del fósforo (EUP)

Las **estrategias de mejora de la eficiencia de uso del fósforo** por las plantas contemplan a las estrategias de reemplazo y a las estrategias de reciclado de fosfato (Pi) presente en los tejidos de las plantas. Una de las **estrategias de reemplazo de Pi** consiste en la degradación de los fosfolípidos para liberar el P que necesita la célula y la acumulación de glicolípidos para reemplazar los fosfolípidos en las membranas (Pant et al., 2015).

En cambio, las **estrategias de reciclado de Pi** se corresponde con la redistribución de P dentro de la planta, en la que intervienen diferentes procesos enzimáticos que incluyen a las enzimas ribonucleasas (Bariola, 1994), fosfatasas internas (Plaxton & Tran, 2011) y otras como pectinas de pared celular (Zhu et al., 2016), que tienen como finalidad la movilización de P hacia nuevos destinos de la planta vía transportadores internos de P para ser reutilizado en otros tejidos u órganos específicos.

Algunas especies de plantas han desarrollado cierta habilidad para adaptarse a periodos prolongados con déficit de P a través de una matriz compleja de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y bioquímicas / metabólicas conocidas colectivamente como respuestas a la necesidad de P (PSR, por sus siglas en ingles, "P-starvation

response”). Las PSR surgen en parte por la inducción coordinada de cientos de genes inducidos frente a la necesidad de P, que codifican enzimas que priorizan el uso interno de P y maximizan la adquisición externa (Plaxton & Tran, 2011).

Muchos elementos de las PSR están controlados a nivel transcripcional y traslacional, y las plantas remodelan ampliamente su transcriptoma y su proteoma de manera que coordinan las adaptaciones metabólicas y morfológicas requeridas (Plaxton & Tran, 2011).

Los estudios sobre las respuestas metabólicas por deficiencia de P han revelado una capacidad impresionante de las plantas para “ahorrar” P, por ejemplo, al reemplazar los fosfolípidos con sulfo y galacto-lípidos (Pant et al., 2015) o utilizar rutas metabólicas que no dependen de ATP, por ejemplo, fosfofructoquinasa dependiente de pirofosfato inorgánico (PPI; Plaxton & Tran, 2011). Este tipo de respuestas están relacionadas con los mecanismos mencionados anteriormente en los que intervienen los transportadores de fosfatos de alta y baja afinidad responsables de la absorción de P del suelo, la distribución interna, el almacenamiento y la removilización interna del Pi de la vacuola (Heuer et al., 2016).

La remodelación de los lípidos es otra de las respuestas metabólicas que se desencadenan frente al déficit interno de P y consiste en la degradación de los fosfolípidos para liberar el fosfato que necesita la célula y la acumulación de glicolípidos para reemplazar los fosfolípidos en las membranas. Se muestra que el gen *PHR1* es un regulador transcripcional que controla en gran medida esta respuesta (Pant et al., 2015). Esto permite a las plantas reutilizar el P contenido en fosfolípidos, donde reside el 15-30% del P orgánicamente unido en la célula (Heuer et al., 2016).

Por otro lado, se encuentran las ribonucleasas que son enzimas de importancia fundamental en todos los organismos y que en este caso juegan un papel importante en el proceso de removilización de P dentro de las plantas (Bariola, 1994). Existen diferentes tipos de ribonucleasas caracterizadas tales como las RN-S y otras similares a las RN-S que proporciona un primer paso relevante para dilucidar los mecanismos por los cuales las plantas detectan y responden a la limitación de P. Por lo que, el descubrimiento de que algunas de estas ribonucleasas son inducidas por la falta de P, indica que las RNasas tipo S podrían desempeñar un papel importante en la removilización de P del ARN bajo condiciones de deficiencia de P (Bariola, 1994).

Otro tipo de estrategia interna de las plantas involucra a las pectinas de la pared celular. Zhu y colaboradores (2017) encontraron que en plantas de arroz se incrementa el contenido de pectina en la pared celular de la raíz para competir con hierro (Fe) a partir de fosfato de hierro (FePO_4), liberando fosfato (PO_4^{3-}) de la pared celular y reutilizándolo bajo condiciones de déficit de P. Además, otro estudio realizado por Zhu y colaboradores (2015) demuestra que aproximadamente el 50% del P total en las raíces de una variedad de arroz denominada Nip se depositó en las paredes celulares y la pectina desempeñó un papel fundamental en la reutilización del P de la pared celular de las raíces. Este hallazgo corrobora otros estudios previos del mismo grupo (Zhu et al., 2016), que indica que tanto el óxido nítrico (NO) como el etileno (C_2H_4) están involucrados en la reutilización de P depositado en la pared celular a través de la regulación del contenido de pectina, especialmente en condiciones deficientes de P.

Este tipo de estrategias internas de las plantas indican que cuando las plantas presentan déficit de P, se desencadenan diferentes procesos tendientes a la removilización de dicho nutriente en su interior, entre otros procesos.

Un artículo de la revista de Soil Association (2010) explica que los programas actuales de mejoramiento genético por selección (Crops Breeding Programmes) tienden al uso de suelos con altos niveles de P disponible por lo tanto las variedades con alta eficiencia de uso de P por lo general no son identificadas. La obtención de cultivos y/o variedades más eficientes en el uso de P es una estrategia que podría llegar a reducir el uso de fertilizantes fosforados.

3-3- Índice de cosecha de fósforo (ICP)

Para que los sistemas de cultivo sean sostenibles, es importante que el P eliminado en los productos cosechados se encuentre en equilibrio con las formas de entrada de P de dicho sistema. Sin embargo, esto no es siempre así. En la mayoría de los sistemas de producción agropecuarios, hay una exportación neta de P debido a que la cantidad adicionada al sistema se suministra a tasas y en formas que no equilibran la extracción de P en productos vegetales (Richardson et al., 2009).

La domesticación y la cría de cultivos para obtener altos rendimientos ha logrado nuevos aumentos en la proporción de la masa seca asignada a las semillas, aumentando de esta manera el índice de cosecha de los cultivos (IC; Sinclair, 1998) y, lógicamente, la partición de P y N hacia las semillas ha aumentado de manera similar. Las altas concentraciones de N en grano son favorables debido al valor nutricional de la proteína, sin embargo, las altas concentraciones de P no son necesariamente deseables (Raboy, 2009). En primer lugar, la mayor parte del P contenido en granos de cereales y semillas de leguminosas se encuentra en forma de fitato, que no es asimilado por los seres humanos o el ganado monogástrico y restringe la biodisponibilidad del Fe y el Zn en sus dietas (Veneklaas et al., 2012). En segundo lugar, un alto porcentaje del P exportado en productos cosechados se libera al medio ambiente en forma de desechos (por ejemplo, estiércol y aguas residuales) y necesita ser reemplazado con la adición de fertilizantes fosforados para mantener los niveles de fósforo en el suelo (Raboy, 2009).

Por lo tanto, hay razones nutricionales y ambientales como para promover proyectos que tiendan a reducir la asignación de P a los granos, logrando de esta manera un menor valor en el índice de la cosecha del fósforo (ICP), mientras se mantenga o se aumente el IC global.

Con el intento de disminuir la partición de P a las semillas en forma de fitato, se han realizado diversos ensayos con resultados positivos, aunque en la mayoría de los casos con consecuencias significativas no deseadas, debido a que en las variedades con concentraciones reducidas de fitato en semilla se observa una disminución significativa en el vigor y el rendimiento de las mismas (Raboy, 2007).

Entonces, actualmente muchos se preguntan, ¿Es posible disminuir el contenido de P en grano y aumentar o mantener los rendimientos de los cultivos? Esto no parece ser hoy una prioridad ni

para los productores ni para los mejoradores, pero puede llegar a serlo a medida que el P se vuelva un recurso más escaso y costoso para los sistemas agropecuarios.

TABLAS:

Tabla 1. Producción, reservas y reservas base de las minas de fosfato. U.S. Geological Survey (USGS), 2009. (Extraído de “Reservas mundiales de nutrientes para fertilizantes. Simposio de fertilidad de suelos 2009”. IPNI Cono Sur. Rosario. Argentina. García, F., 2009b).

	----- Producción de las minas ¹ -----			Reservas base ⁴	Duración de la reserva ⁵	Duración de la reserva base
	2007	2008 ²	Reservas ³			
	----- Millones de toneladas métricas -----					
	----- Años -----					
Marruecos – Sahara Occidental	27.00	28.00	5 700	21 000	207	764
China	45.40	50.00	4 100	10 000	86	210
Estados Unidos	29.70	30.90	1 200	3 400	40	112
Sudáfrica	2.56	2.40	1 500	2 500	605	1 008
Jordania	5.54	5.50	900	1 700	163	308
Australia	2.20	2.30	82	1 200	36	533
Rusia	11.00	11.00	200	1 000	18	91
Israel	3.10	3.10	180	800	58	258
Siria	3.70	3.70	100	800	27	216
Egipto	2.20	3.00	100	760	38	292
Túnez	7.80	7.80	100	600	13	77
Brasil	6.00	6.00	260	370	43	62
Canadá	0.70	0.80	25	200	33	267
Senegal	0.60	0.60	50	160	83	267
Togo	0.80	0.80	30	60	38	75
Otros países	8.11	10.80	890	2 200	94	233
Total mundial	156	167	15 000	47 000	93	291

¹ El contenido de P₂O₅ varía de 23 a 39 % de P₂O₅, con un promedio de 32 % en el 2007. La roca de Estados Unidos promedia 29 %.

² Estimado.

³ Las reservas pueden ser minadas económicamente en el momento de

determinación.

⁴ Las reservas base incluyen algunas fuentes económicas, fuentes económicamente marginales y algunas actualmente sub-económicas.

⁵ Duración basada en la producción 2007-2008.

Tabla 2. Consumo mundial de nutrientes por región, expresados en miles de toneladas de N, P₂O₅ y K₂O. Promedios para el trienio 2011/13. Fuente: IFA, <http://www.fertilizer.org/>

Región	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N+P ₂ O ₅ +K ₂ O
África	3.126,5	1.211,5	523,8	4.861,8
Este de Asia	42.301,1	14.844,4	10.442,4	67.587,9
Europa Oriental y Asia Central	4.617,5	1.254,1	1.307,2	7.178,8
Latinoamérica y el Caribe	7.593,5	6.117,2	6.013,0	19.723,6
Norteamérica	14.401,5	4.921,6	4.692,1	24.015,2
Oceanía	1.580,8	1.158,3	332,9	3.072,0
Sur de Asia	21.390,6	8.102,6	2.703,1	32.196,3
Oeste de Asia	2.941,2	951,7	236,0	4.128,9
Europa Occidental y Central	11.046,5	2.607,6	2.778,0	16.432,0
Total	108.999,2	41.169,0	29.028,4	179.196,6

Tabla 3. Estimaciones de cantidad y distribución porcentual de consumo de nutrientes por grupo de cultivos a nivel mundial. Fuente: Heffer, 2013.

Cultivo	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Total	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Total
	miles ton				%			
Trigo	18,9	6,5	1,7	27,1	18	16	6	16
Arroz	16	5,2	3,5	24,7	15	13	13	14
Maíz	17,6	6,2	4,1	27,9	17	15	15	16
Otros cereales	5	1,8	1	7,8	5	4	4	5
Total Cereales	57,5	19,7	10,3	87,5	55	49	37	51
Soja	1	3,2	2,5	6,7	1	8	9	4
Palma aceitera	1,1	0,4	2	3,5	1	1	7	2
Otras oleaginosas	5,6	2,3	1	8,9	5	6	4	5
Total Oleaginosas	7,7	5,9	5,5	19,1	7	15	20	11
Fibras	4,5	1,7	0,8	7	4	4	3	4
Azucareros	3,7	1,4	2,1	7,2	4	3	8	4
Raíces/Tuberculos	2,9	1,3	1	5,2	3	3	4	3
Frutas	6,1	2,2	1,8	10,1	6	5	7	6
Hortalizas	9,5	3,8	2,8	16,1	9	9	10	9
Otros cultivos	12,5	4,5	3,2	20,2	12	11	12	12
Total	10,4	40,5	27,5	172,4	100	100	100	100

Tabla 4. Oferta mundial de amonio, ácido fosfórico y potasio, 2015 – 2020 (en miles de toneladas; FAO, 2017).

Año	2015	2016	2017	2018	2019	2020
-----	------	------	------	------	------	------

Amonio (NH₃) como N	154773	158850	166402	168987	169693	170761
Ácido fosfórico (H₃PO₄) como P₂O₅	47424	48394	49558	51190	52361	53078
Potasio (K) como K₂O	43571	42772	44868	47249	48898	49545
Total (N+P₂O₅+K₂O)	245768	250016	260828	267426	270952	273384

Tabla 5. Demanda mundial de nutrientes utilizados como fertilizantes, 2015 – 2020 (en miles de toneladas; FAO, 2017).

Año	2015	2016	2017	2018	2019	2020
------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------

Nitrógeno (N)	110027	111575	113607	115376	117116	118763
Fosfato (P₂O₅)	41151	41945	43195	44120	45013	45858
Potasio (K₂O)	32838	33149	34048	34894	35978	37042
Total (N+P₂O₅+K₂O)	184017	186668	190850	194390	198107	201663

Tabla 6. Balance anual de fertilizante fosforado, 2015 – 2020 (en miles de toneladas).

Año	2015	2016	2017	2018	2019	2020
------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------

Fosfato (P₂O₅)	6273	6449	6363	7070	7348	7220
---	------	------	------	------	------	------

Tabla 7. Oferta, demanda y balance de fosfato en la región de América Latina y El Caribe, 2015 – 2020 (en miles de toneladas de P₂O₅; FAO, 2017).

América Latina y El Caribe	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Capacidad de P₂O₅	2845	2857	2857	3057	3057	3057
Capacidad de oferta de H₃PO₄	1871	1880	1880	1880	1962	2032
Demanda industrial de H₃PO₄	501	542	564	586	587	588
Disponibilidad de H₃PO₄ para fertilizantes	1370	1338	1316	1376	1375	1444
Demanda de fertilizantes fosforados	6420	6620	6975	7257	7539	7822
Demanda de fertilizantes de H₃PO₄	5935	6120	6448	6709	6970	7232
Demanda de fertilizantes sin H₃PO₄	485	500	527	548	569	591
Balance potencial de H₃PO₄	-4565	-4782	-5132	-5333	-5595	-5787

Tabla 8. Categorías de P extractable según el método de determinación y el contenido de P en el suelo. Extraído de García, F., 2009b.

Método	Niveles de Análisis				
	Muy Bajo	Bajo	Medio	Alto	Muy Alto
	----- mg/kg -----				
Bray-1 ¹	<6	6-14	14-20	20-30	30+
Olsen ²	<5	6-10	11-14	15-20	21+
Mehlich-1 ³	<3-4	4-10	10-15	15-30	30+
Mehlich-3 ⁴	<8	9-15	16-20	21-30	31+
Resina ⁵	<6	7-15	16-40	41-80	80+

¹ Adaptado de información de Argentina; ² Adaptado de Iowa State University;

³ Adaptado de M. Cubilla (Paraguay); ⁴ Adaptado de Iowa State University;

⁵ Adaptado de información para el estado de San Pablo (Brasil).

Tabla 9. Evolución de la superficie cultivada, la producción de granos y consumo de fertilizantes en el país en los últimos 70 años (promedios aproximados de decenios y quinquenios). Adaptado de García y Darwich, 2009.

Período	Superficie cultivada	Producción de granos	Consumo de fertilizante	Consumo promedio de fertilizantes
	millones ha/año	millones ton/año	miles de ton/año	kg/ha cultivada
1945-1955	18	23	10**	0,6
1955-1965	19	25	50	2,6
1966-1975	19	25	150	8
1976-1985	20	35	250	13
1986-1993	20	35	300	15
1993-1995	21	43	577	27
1996-1998	26	60	1186	46
1999-2002	27	68	1779	66
2003-2005	29	77	2497	86
2006-2007	32	95	3543	111
2008-2009	31	78	2504	81
2010-2014	36	107	3385	94

** Solamente a partir de 1953.

Tabla 10. Umbrales críticos de P extractable (Bray I) en el suelo (0 - 20 cm.) para los cultivos de soja, girasol y maíz en la Región Pampeana. Extraído de García, F., et al, 2009.

Cultivo	Umbral Crítico (ppm)	Referencia
Trigo	15-20	Echeverría y García, 1998; García et al., 2005; García, 2007
Soja	9-14	Echeverría y García, 1998; Melchiori et al., 2002; Gutiérrez Boem et al., 2002; Díaz Zorita et al., 2002; Fontanetto, 2004; García et al., 2005
Girasol	10-15	Díaz Zorita, 2004
Maíz	13-18	García et al., 1997; Ferrari et al., 2000; Mistrorigo et al., 2000; Berardo et al., 2001; García, 2002; García et al., 2005

Tabla 11. Dosis de P necesaria para aumentar en 1 mg P/kg el nivel de P Bray-1 del suelo. Extraído de García, F. et al., 2009.

Referencias	Dosis de P	Comentarios
	<i>kg P/ppm P Bray-1</i>	
Berardo y Grattone (2000)	6.7	SE Buenos Aires, 1 año, extracción incluida
Berardo et al., com. pers.	9.1	7 años, sin extracción
Ventimiglia et al., com. pers.	10	7 años, sin extracción
Bianchini et al., com. pers.	5.5	1 año, sin extracción, P Bray inicial 22.5 ppm
Rubio et al. (2008)	2.9-6.0	45 días, sin extracción, según P Bray inicial, Arcilla, y Zona
Red CREA Sur de Santa Fe (2006); Ciampitti et al. (2008)	6.4-6.8 10.1-13.3	7 años, sin extracción P Bray inicial > 25 ppm P Bray inicial < 25 ppm

Tabla 12. Dosis críticas estimadas de fertilizantes fosfatados, para pérdidas del 20% y 50% de plantas para diversos cultivos y fuentes de fertilizantes en aplicaciones junto

con la semilla. Los rangos indicados responden a condiciones de tipo y humedad de suelo (Adaptado de Ciampitti et al., 2006). Extraído de García, F. et al., 2009.

Cultivo	Tipo de Fertilizante Fosfatado	Dosis Crítica (kg ha ⁻¹)	
		20% #	50% #
Trigo	FDA	30 - 50	65 - 90
Soja	FDA-FMA-SFT ##	20 - 40	55 - 75
	SFS	20 - 80	60 - 120
Maíz	FDA	60 - 80	130 - 170
Girasol	FDA	40 - 50	80 - 120
Cebada	FDA	30 - 55	65 - 90
Alfalfa	FDA-SFT	90 - 110	160 - 200

Para pérdidas de 20% y 50% del stand de plántulas a emergencia.

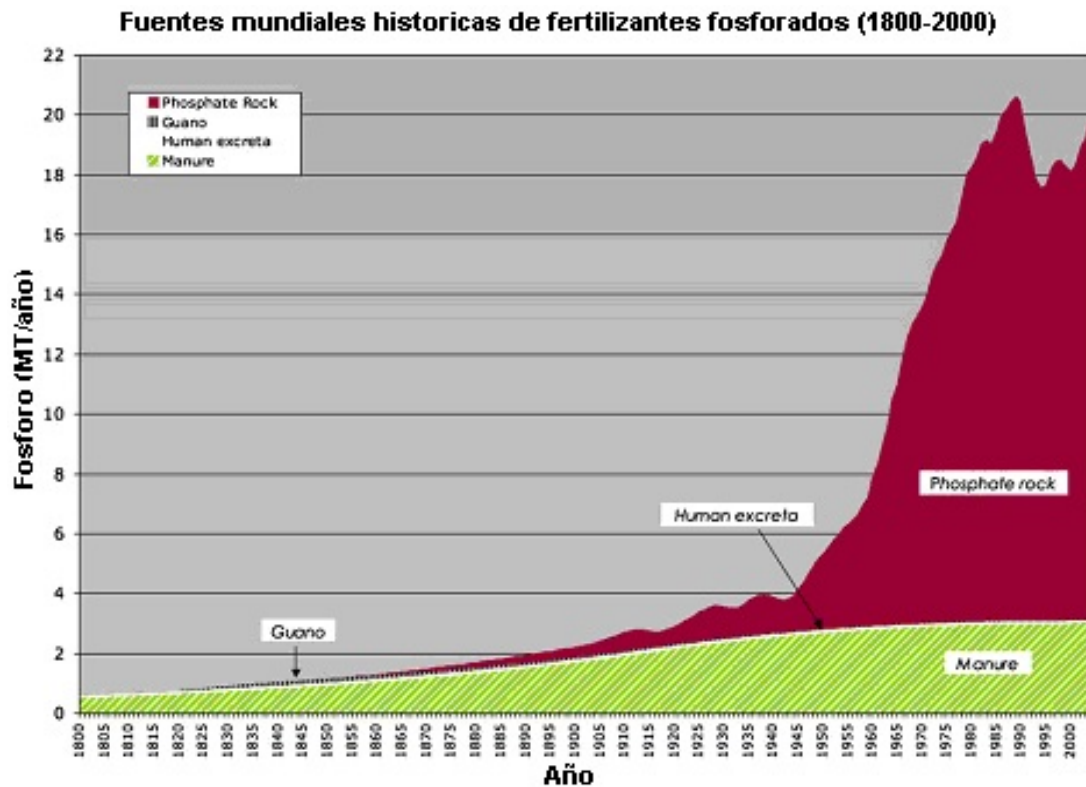
##FDA: Fosfato Diamónico-FMA: Fosfato Monoamónico-SFS: Superfosfato Simple-SFT: Superfosfato Triple.

Tabla 13. Índices de eficiencia de uso, BPN y PPF, de fósforo para los principales cultivos de grano de Argentina. Estimaciones para 2007/08 (Adaptado de García, F., 2009b).

Cultivo	BPN	PPF
	<i>kg P removido / kg P aplicado</i>	<i>kg grano / kg P aplicado</i>
Cultivos de grano ¹	1.69	381
Trigo + Soja	2.23	453
Maíz	0.78	296
Trigo	0.61	174
Soja	5.46	1011
Girasol	1.23	201

FIGURAS:

Figura 1. Evolución del uso de fertilizantes fosforados en la producción de alimentos. (La fiabilidad de las fuentes de datos varía, por lo tanto los puntos de datos para las excretas humanas, el guano y el estiércol deben ser interpretados como "fertilizantes", como el estiércol, las excretas humanas, el guano y la roca fosfórica (1800-2000). indicativos y no precisos). Cálculos basados en datos de Brink (1977), Buckingham y Jasinski (2004), IFA (2006) y Smil (2000b)).



Phosphate rock: fosfato de roca.

Guano: guano (excremento de pájaros).

Human excreta: excrementos humanos.

Manure: estiércol (excremento de origen animal).

Figura 2. Curva pico de fósforo indicativa, que ilustra que, de manera similar al petróleo, también es probable que las reservas mundiales de fósforo alcancen su máximo después de lo cual la producción se reducirá significativamente (Jasinski, 2006; European Fertilizer Manufacturers Association, 2000).

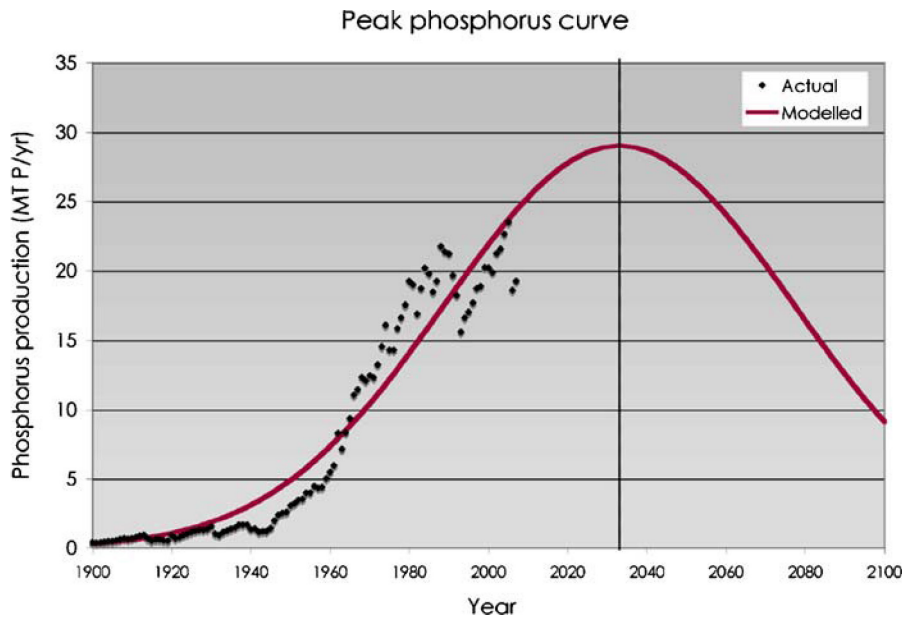


Figura 3. Países que poseen reservas de roca fosfórica.

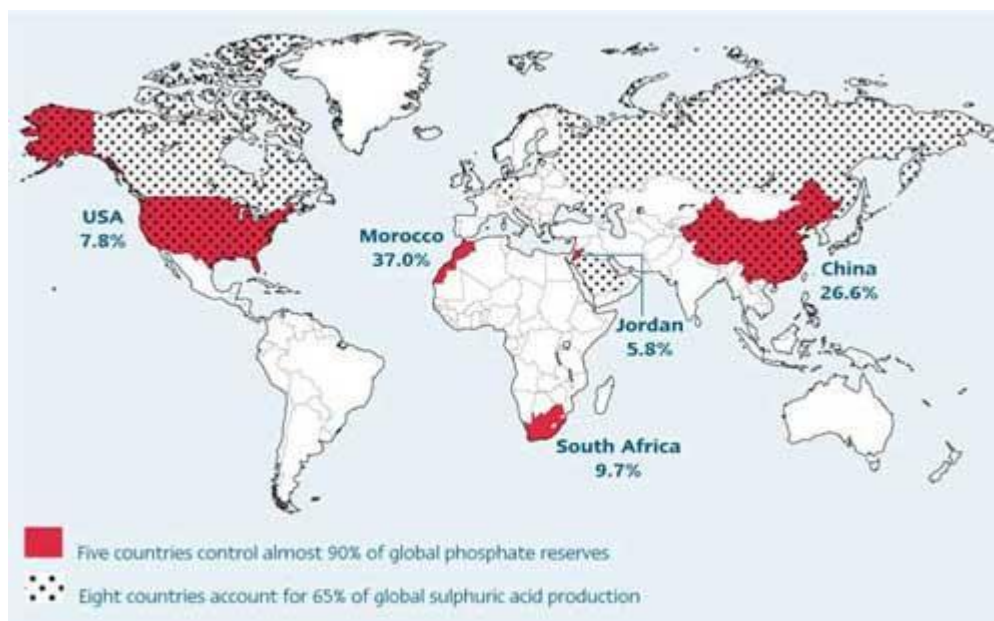


Figura 4. Evolución del consumo mundial de fertilizantes, expresados en miles de toneladas de N, P_2O_5 y K_2O , desde 1961 a 2013. Fuente: IFA, <http://www.fertilizer.org/>

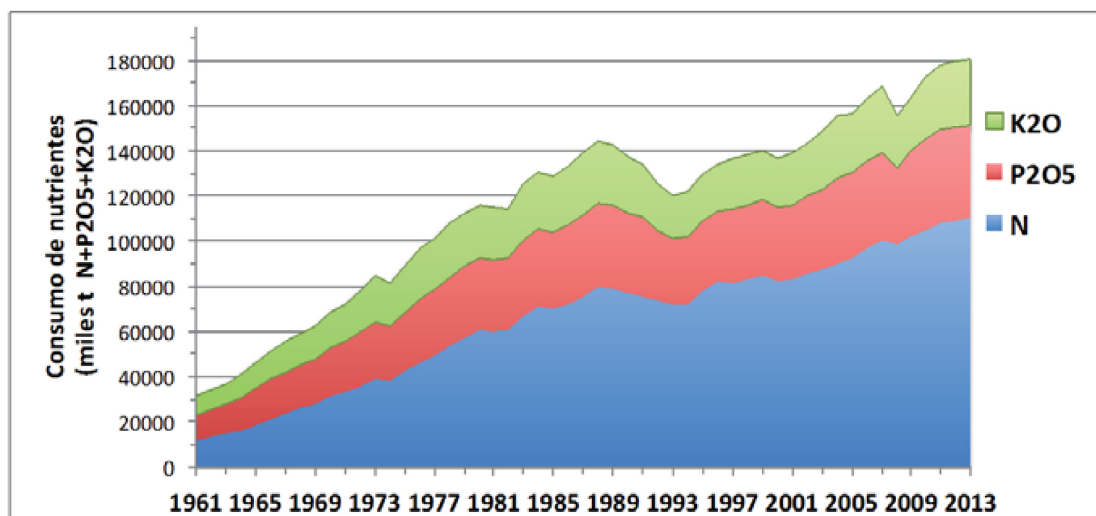


Figura 5. Evolución del consumo mundial de fertilizantes, expresados en miles de toneladas de $N+P_2O_5+K_2O$, desde 1961 a 2013 en Brasil, China, India, EE.UU. y otros países. Fuente: IFA, <http://www.fertilizer.org/>

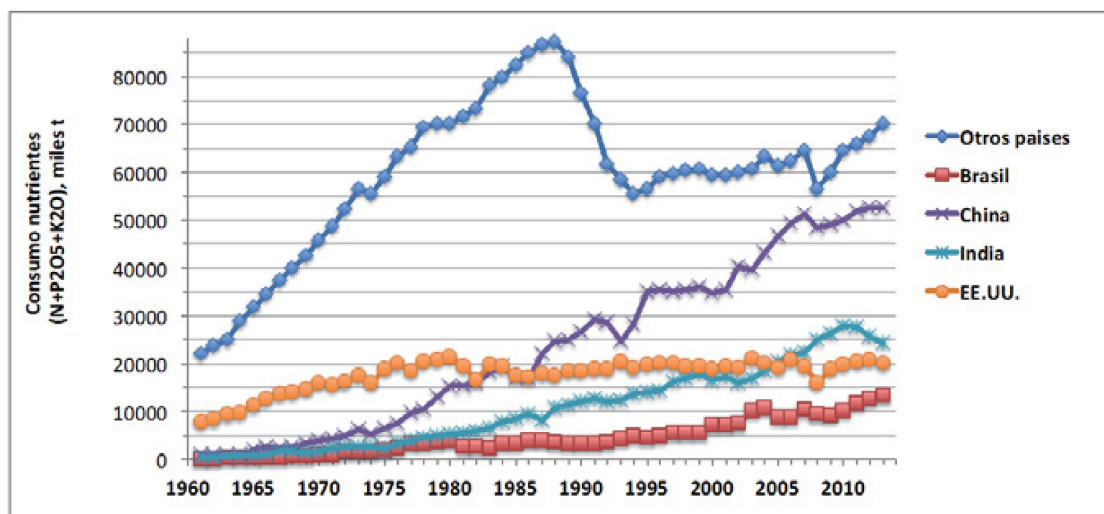


Figura 6. Serie histórica de las relaciones de precios (kg grano * kg⁻¹ nutriente) registradas entre las campañas 2000/01 (1) y 2013/14 (14) para trigo, maíz y soja. Las fuentes consideradas fueron: urea para N, fosfato monoamónico para P, y sulfato de calcio para S. Las relaciones de precios promedio del período fueron: 7,9, 20,2 y 9,5 kg de trigo por kg de N, P y S, respectivamente; 11,4, 29,2 y 13,7 kg de maíz por kg de N, P y S, respectivamente; y 13,2 y 6,2 kg de soja por kg de P y S, respectivamente. (Fuente: Correndo et al., 2015, en base a datos publicados por Agromercado (2014) y Márgenes Agropecuarios (2014)).

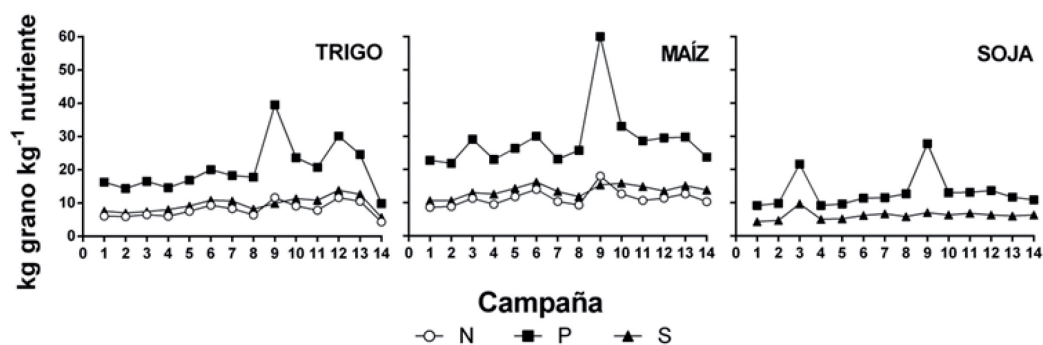
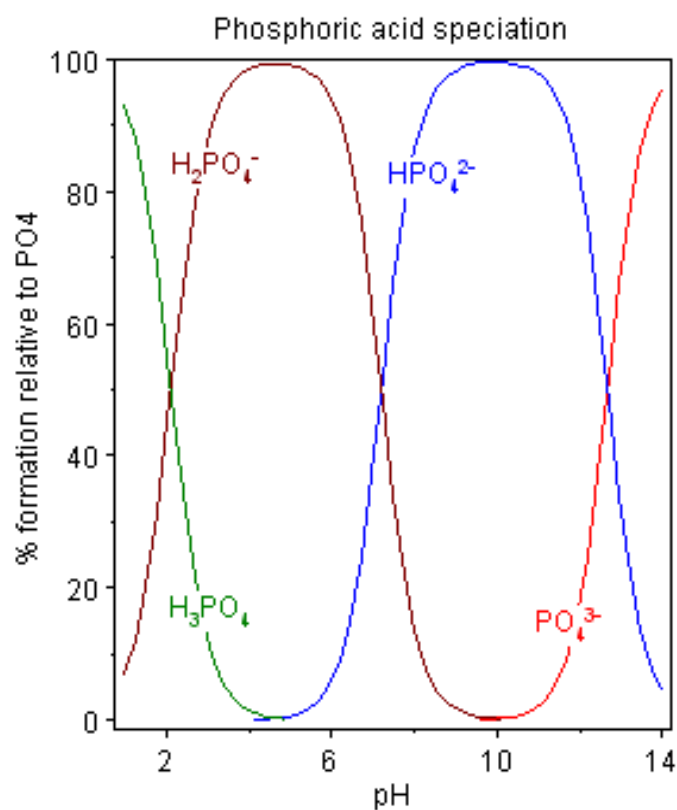


Figura 7. Especiación del ácido fosfórico en función del pH. Extraído de <https://openwetware.org>



Disponible en: <https://openwetware.org/wiki/Lidstrom:Buffers>

Figura 8. Ciclo del fósforo en el sistema suelo-planta. Adaptado de Stewart y Sharpley (1987).

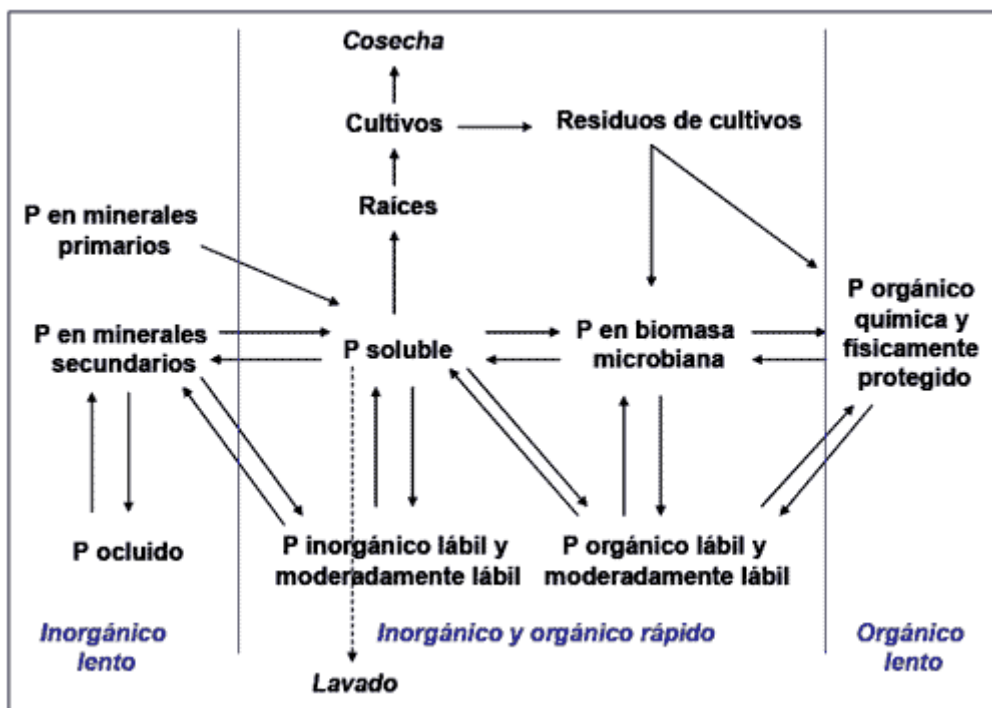


Figura 9. Relación esquemática entre el P en solución, P lábil y P no lábil. Extraído de Carlos Rojas W., 2002.

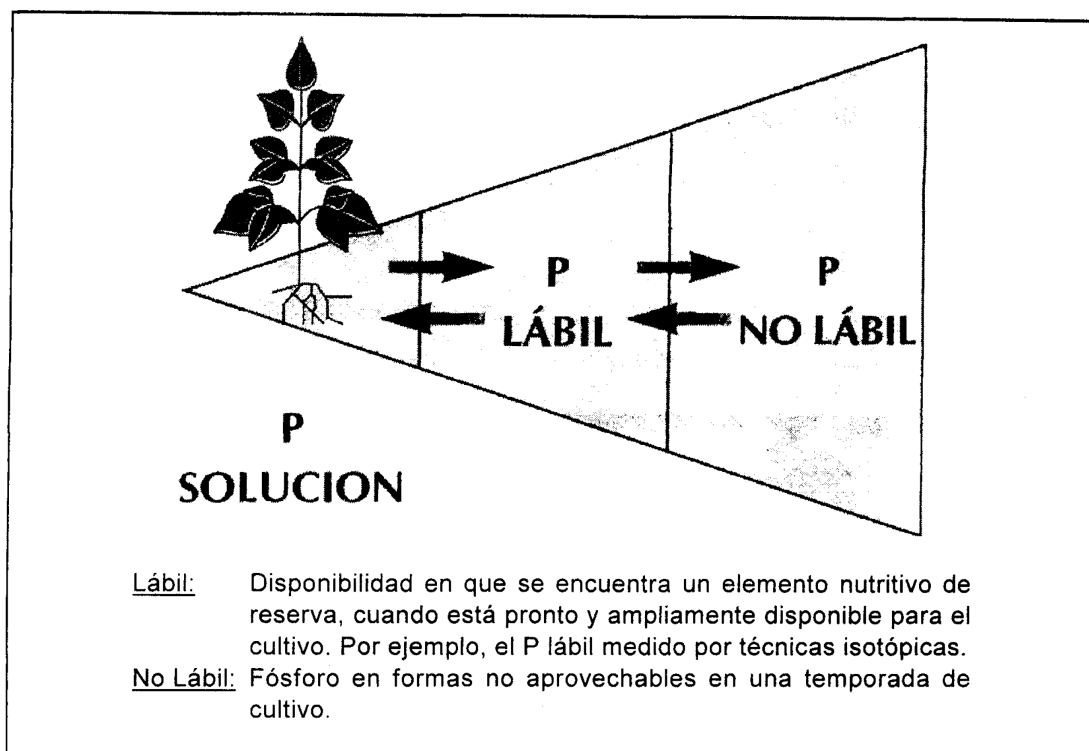


Figura 10. Dinámica y composición del P extractable (Bray-1). Extraído de García, F., 2009b.



Disponible en:

<https://es.slideshare.net/Fertil2009/fertilizer20-recommendation20-philosophies>

Figura 11. Especiación de iones ortofosfato (expresados en fracción molar de P total) en solución en función del pH. Extraído de Hinsinger, 2001.

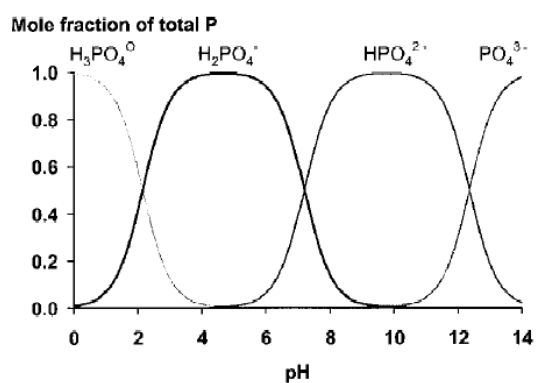


Figure 1. Speciation of orthophosphate ions (expressed as mole fraction of total P) in solution as a function of pH.

Figura 12. Efecto que tiene el pH del suelo en la disponibilidad de fósforo (P). Extraído de <http://www.yara.com.ar/crop-nutrition/crops/grassland/rendimiento/fosforo/>

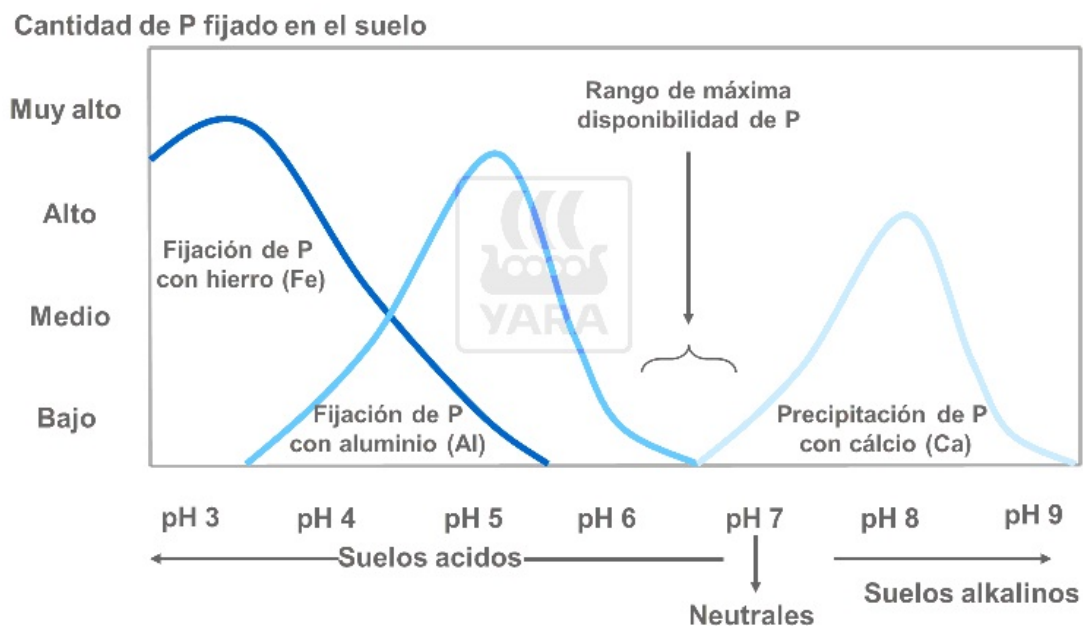


Figura 13. Grado de retención de P en función del pH del suelo. Extraído de:
https://www.researchgate.net/figure/Figura-2-Retencion-de-fosforo-por-el-suelo-en-funcion-del-pH_fig2_230688083

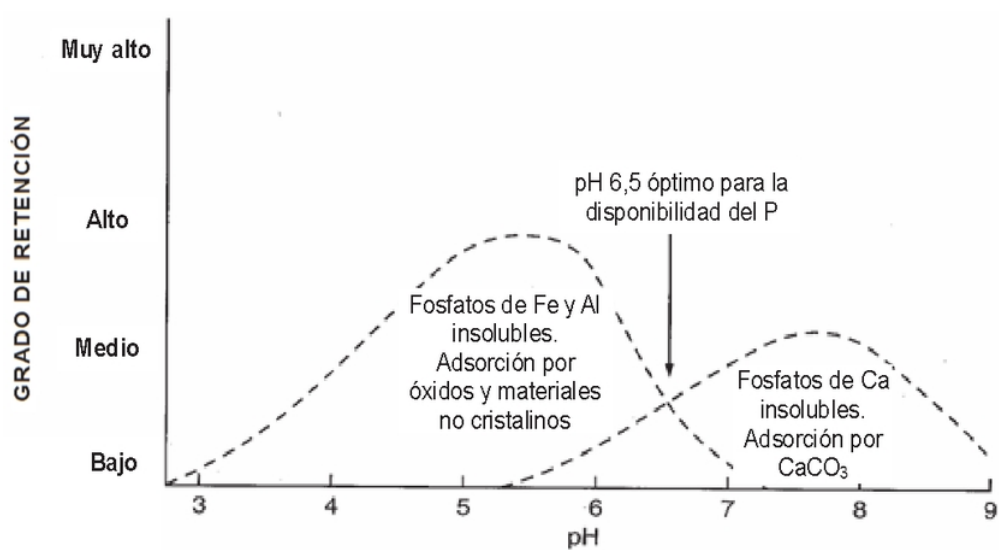


Figura 14. Estructura química del ácido fítico (fitato). Extraído de Nolan, K. B. et al., 1987.

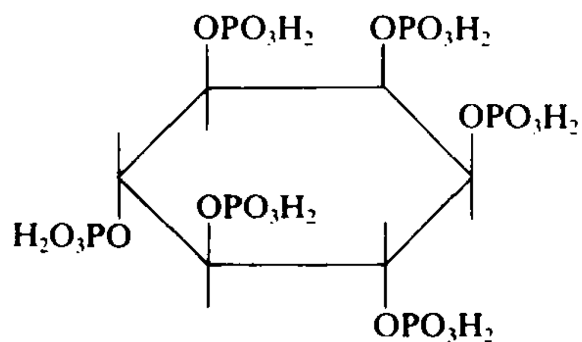


Figura 15. Hidrólisis del ácido fítico. Extraído de Fernández S. R., 2007.

Myo-inositol hexafosfato

Myo-inositol pentafosfato

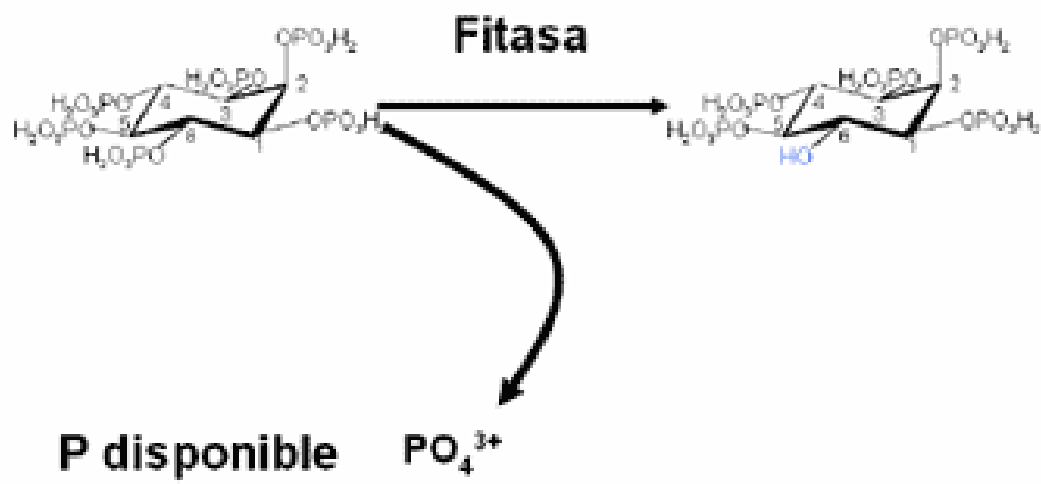


Figura 16. Formas y procesos del fósforo en el suelo. Extraído de Tasistro A., 2017. “Aspectos básicos del manejo de P”. IPNI México y América central. Disponible en: <http://slideplayer.es/slide/2970150/>

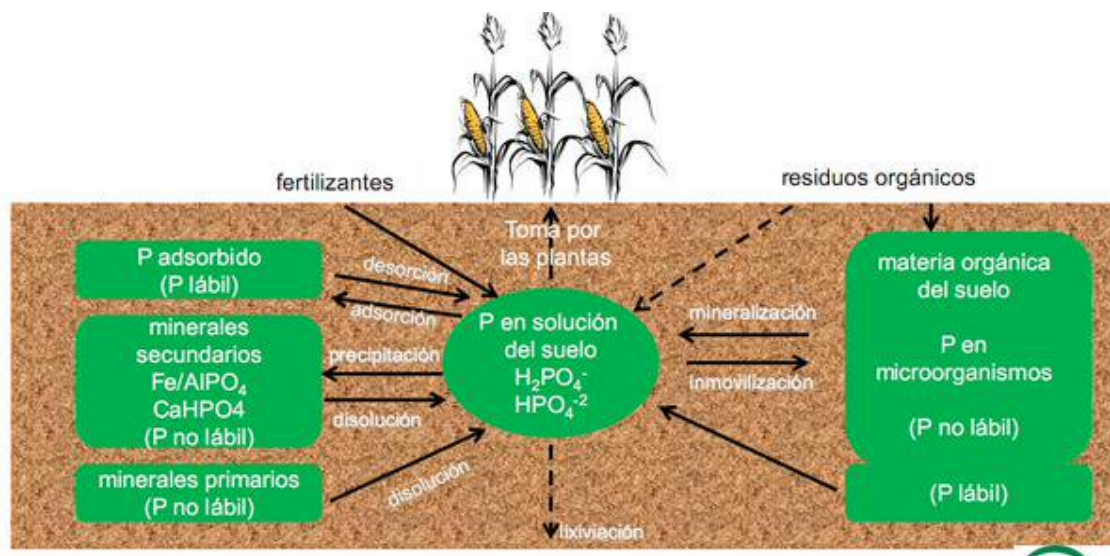


Figura 17. Dinámica de P en el sistema suelo / rizosfera - planta. C-P, Carbono-fosforo; NO, óxido nítrico; OA, ácidos orgánicos. Extraído de Shen et al, 2011. Phosphorus dynamics: from soil to plant. Plant Physiology.

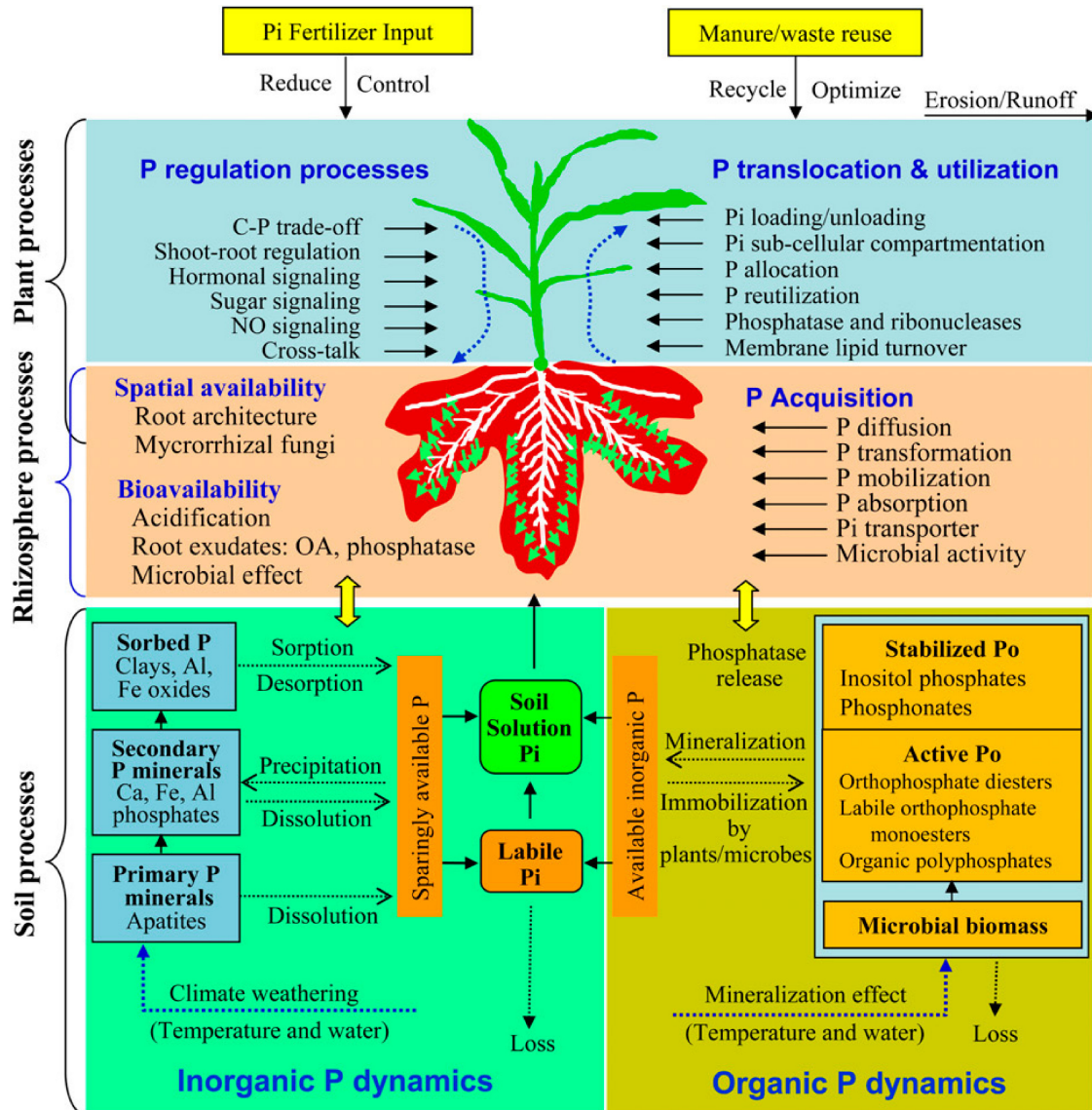


Figura 18. Evolución de la producción mundial de cereales y del consumo mundial de fertilizantes, expresados en miles de toneladas de N, P_2O_5 y K_2O , desde 1961 a 2013. Extraído de García, F. y González Sanjuán, M. F., 2015. “Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes. Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. Los fertilizantes y su participación en el éxito de la producción agrícola actual. 2da Parte. Cap. 3”.

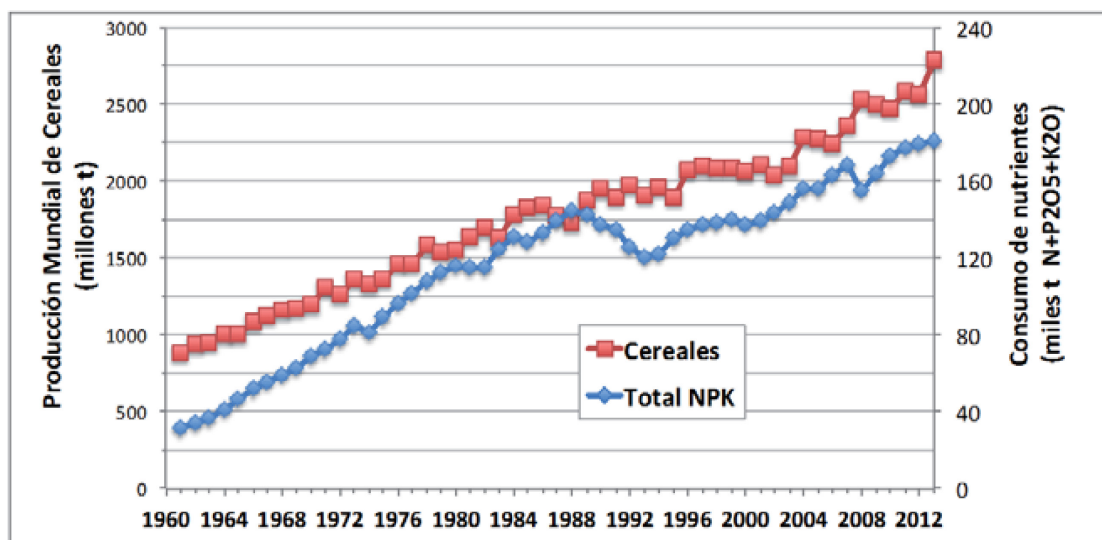


Figura 19. Evolución de la Producción de granos y del consumo de fertilizantes, expresados como producto de fertilizante, en la argentina desde 1993 a 2014. Fuente MAGPyA y Fertilizar AC. Extraído de García & González Sanjuan, 2015.

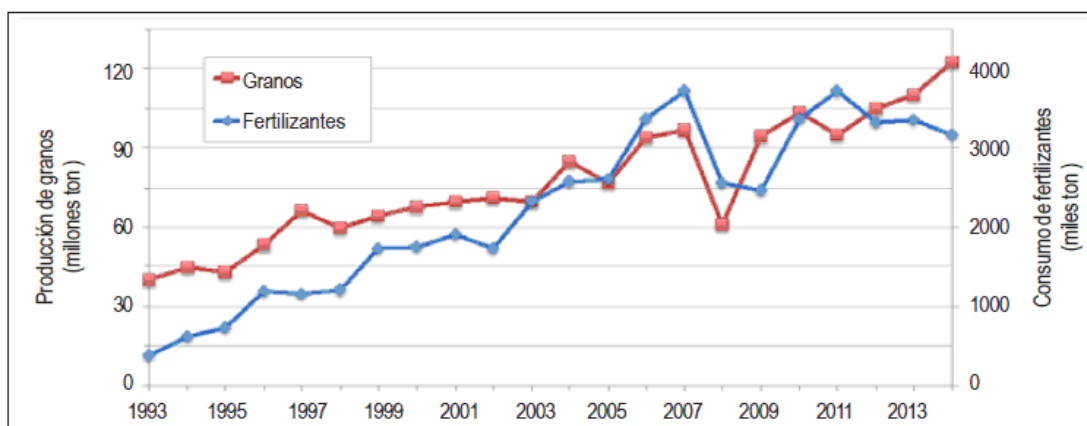


Figura 20. Relación entre la producción de granos y el consumo de fertilizantes en la Argentina entre 1993 y 2011. (García y González Sanjuán, 2013)

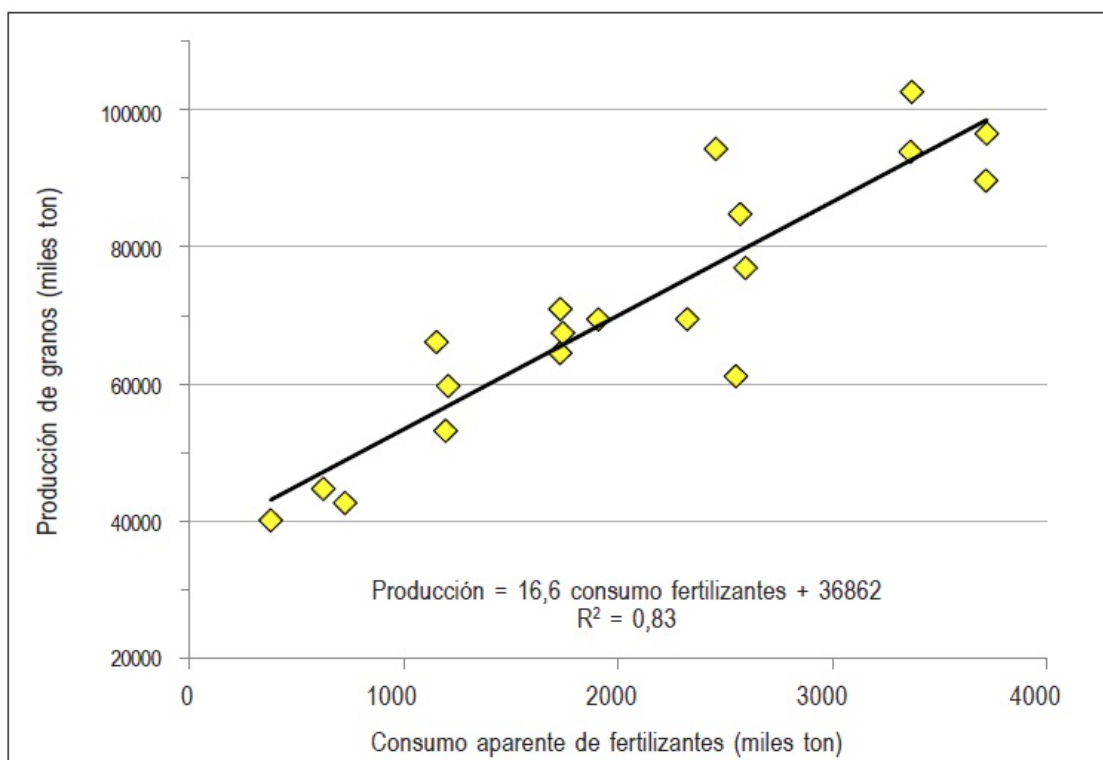


Figura 21. Relación entre el rendimiento relativo de los cultivos de grano (Base 100 para 1993) y el consumo de fertilizantes en la argentina entre 1993 y 2011 (García y González Sanjuán, 2013)

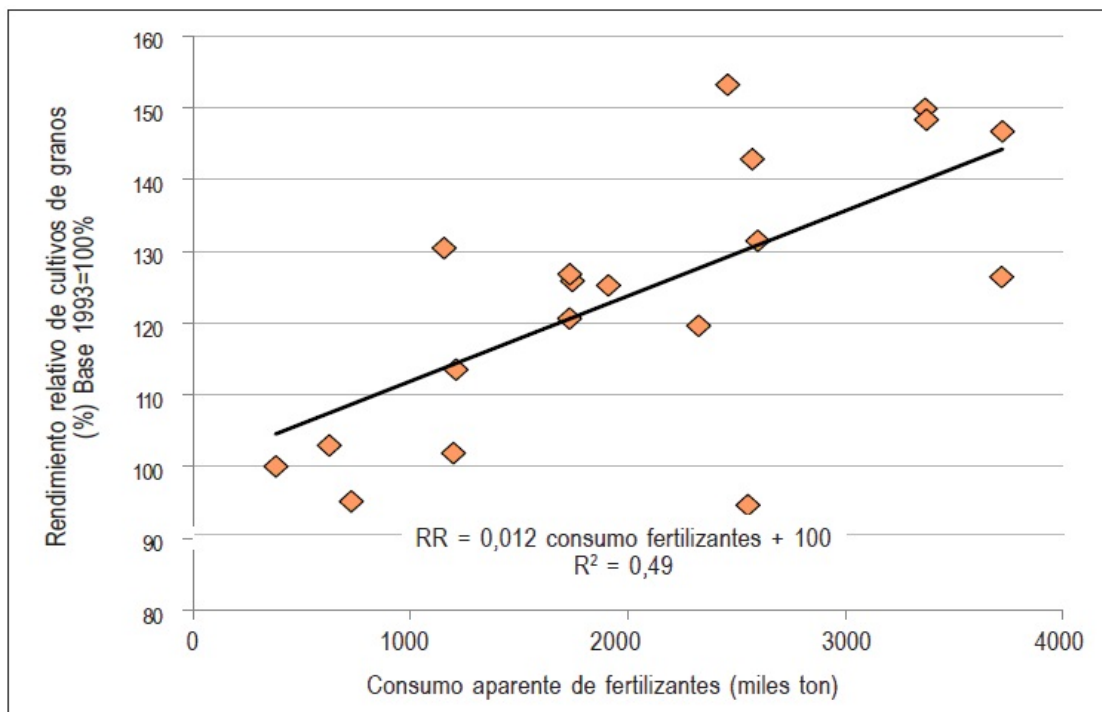


Figura 22. Evolución del consumo aparente de nutrientes como fertilizantes en Argentina en el periodo 1993-2013. Extraído de García, F., y González Sanjuan, M., 2013.

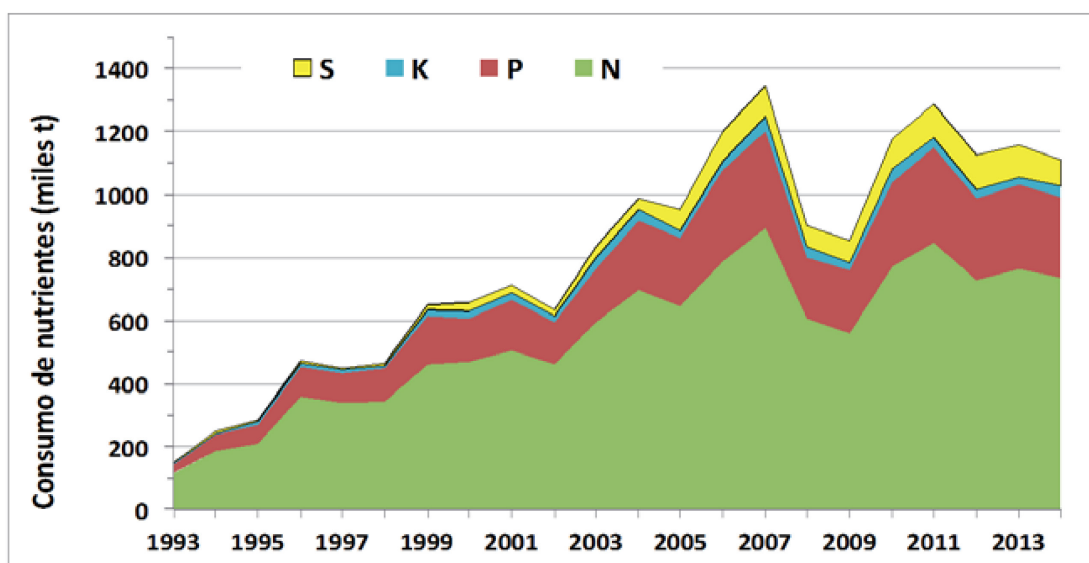


Figura 23. Relaciones Aplicación/Remoción de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y azufre (S) para los cuatro principales cultivos de grano de Argentina (soja, maíz, trigo y girasol) en el periodo 1993-2010. Extraído de García, F., y González Sanjuan, M., 2013.

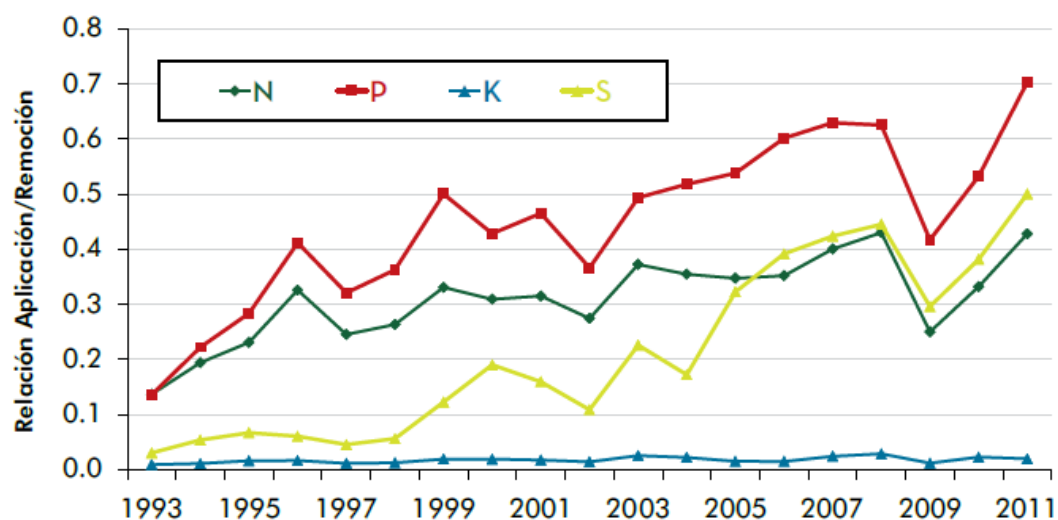


Figura 24. Evolución del consumo de P de fertilizantes fosfatados entre 1993 y 2014. Extraído de García, F., y González Sanjuan, M., 2015.

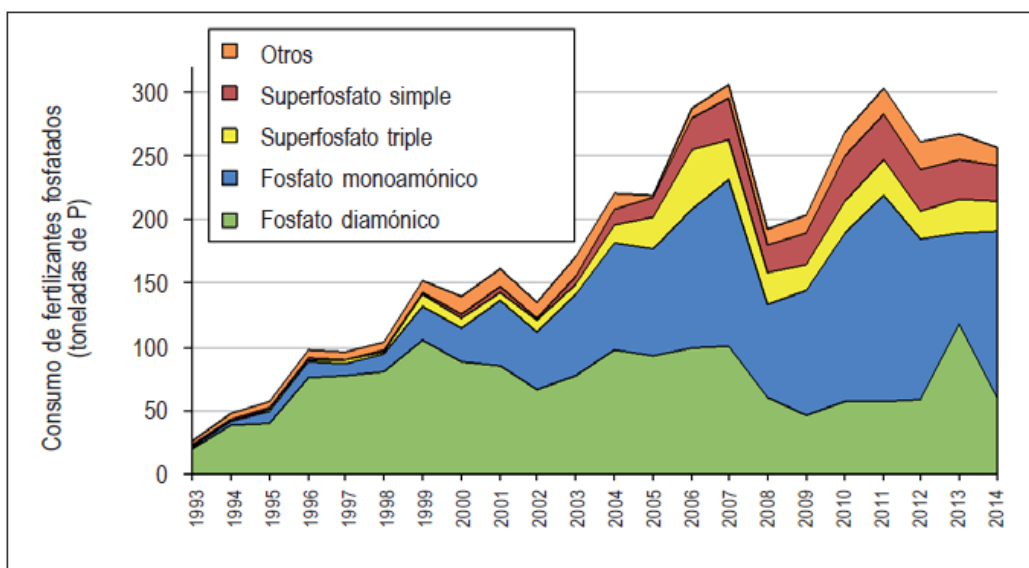


Figura 25. Rendimientos de maíz y margen neto para distintos tratamientos de fertilización N, P y S en un ensayo realizado en la campaña 1998/99 en el

establecimiento “San Marcelo”, Teodelina, Santa Fe. Extraído de García, F., et al, 2009.

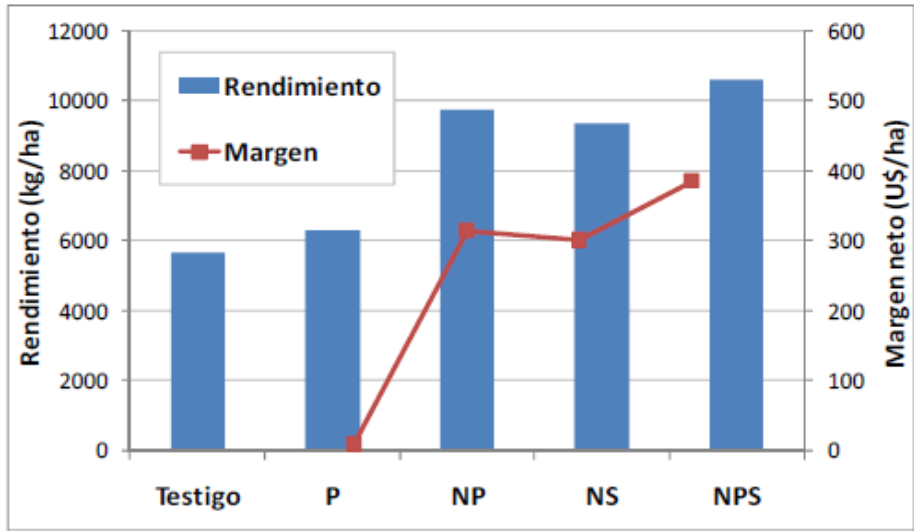


Figura 26. Balances de P, expresados como relación Remoción/Aplicación, estimados para trigo, maíz, girasol y soja en cuatro periodos entre 1993 y 2011. Extraído de García, F., y González Sanjuan, M., 2013.

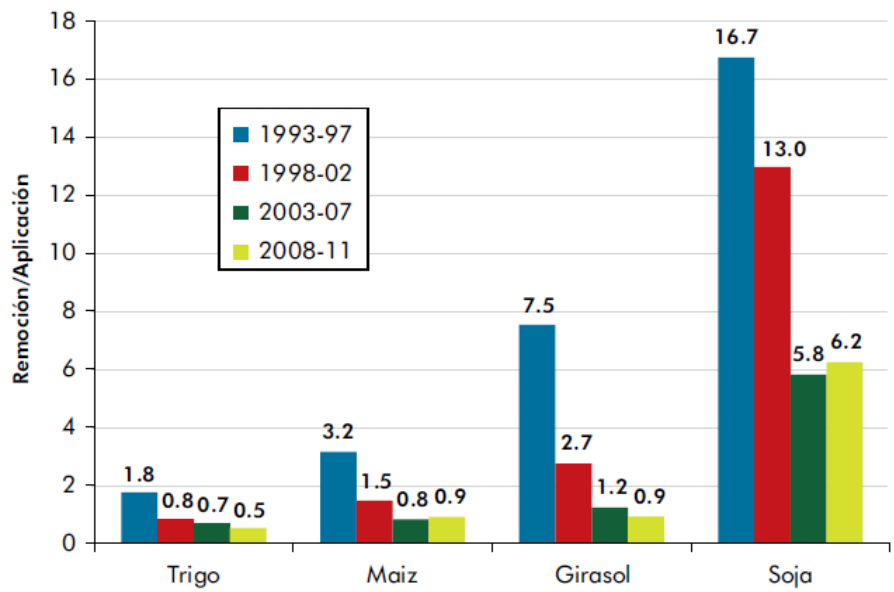


Figura 27. Estructura interna de la raíz y vías de transporte de agua y nutrientes.
Extraído de Beltrano, J., & Gimenez, D. O., 2015.

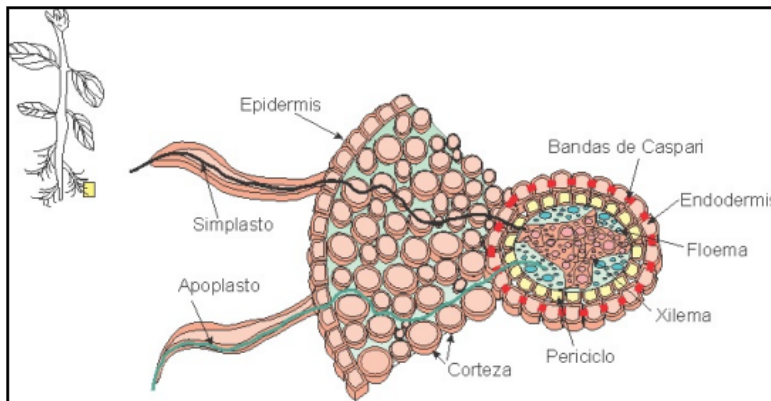


Figura 28. Xilema y floema.

Disponible en:

http://aulavirtual.agro.unlp.edu.ar/pluginfile.php/33844/mod_resource/content/1/Microsoft%20PowerPoint%20-%205%20Traslado%20de%20solutos%202017%20web.pdf

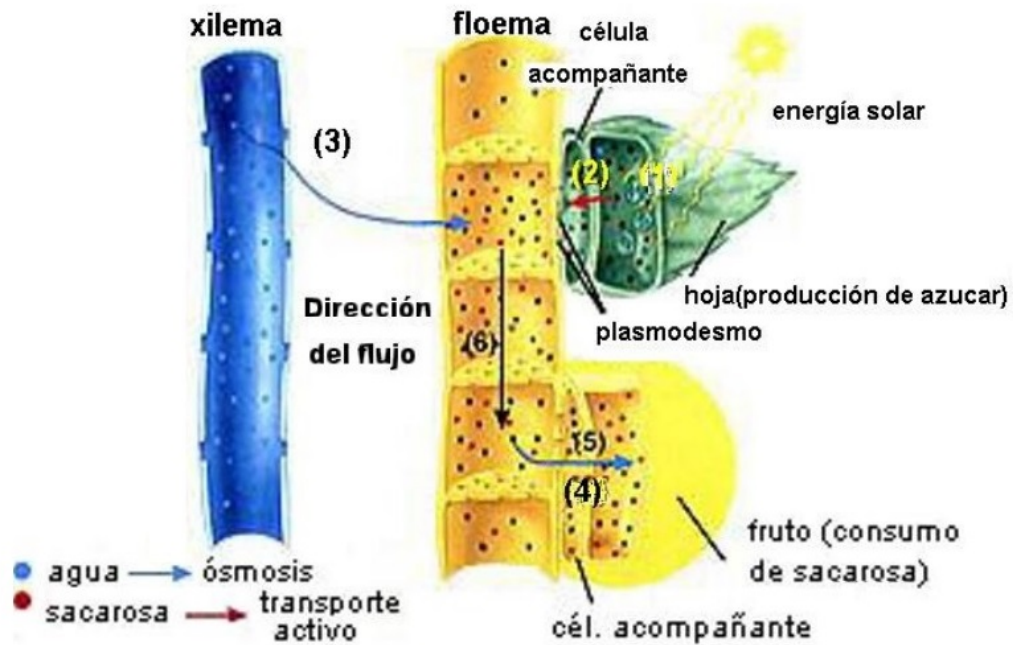


Figura 29. Rasgos y mecanismos de la planta para mejorar la eficiencia de absorción de fósforo. Los genotipos eficientes (P-efficient genotype) integran diferentes rasgos y mecanismos que contribuyen a la adaptación a la baja disponibilidad de fósforo y, por lo tanto, son más tolerantes a la deficiencia de fósforo en comparación con los genotipos menos eficientes (P-inefficient genotypes). Las adaptaciones a la baja disponibilidad de P incluyen: (1) raíces adventicias más largas y más largas, (2) raíces basales más orientadas horizontalmente, (3) más laterales de raíz pivotante, (4) laterales de orden superior más dispersas, (5) densidad y longitud del cabello radicular aumentadas (junto con una mayor exudación de ácido orgánico y más transportadores de P de alta afinidad), (6) una mayor asociación con micorrizas y (7) una mayor formación de aerénquima (Ranathunge et al., 2003). En consecuencia, el volumen de suelo explorado por genotipos eficientes es mucho mayor en comparación con los genotipos ineficientes (modificado de Lynch & Brown, 2006).

Extraído de Ramaekers, L. et al., 2010.

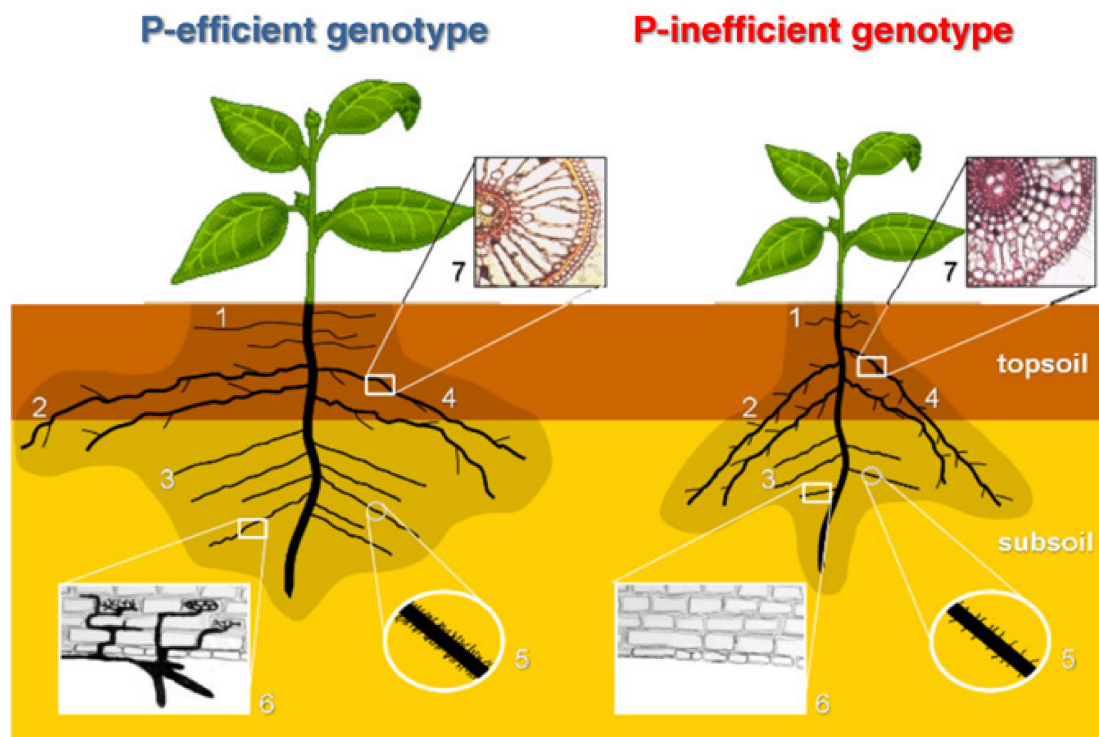
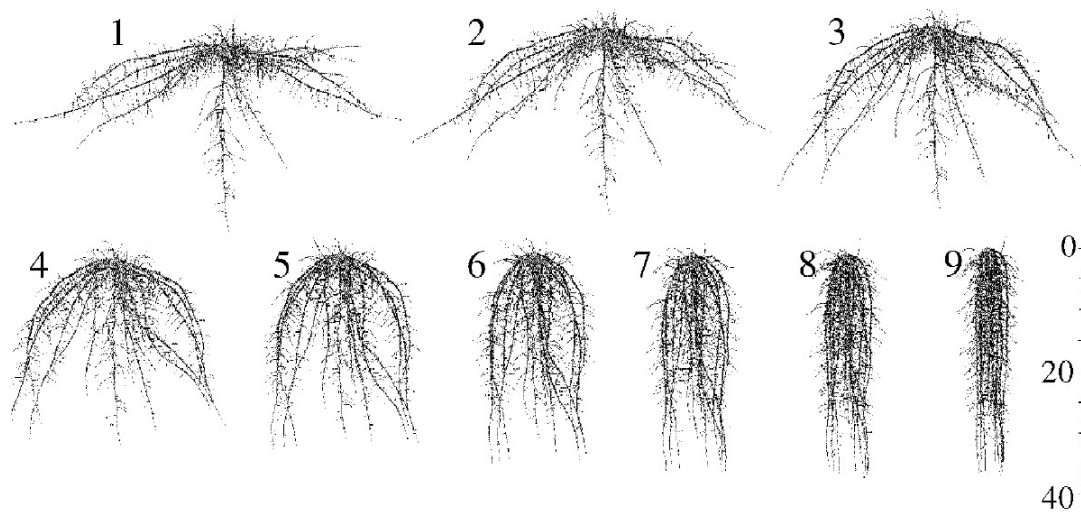


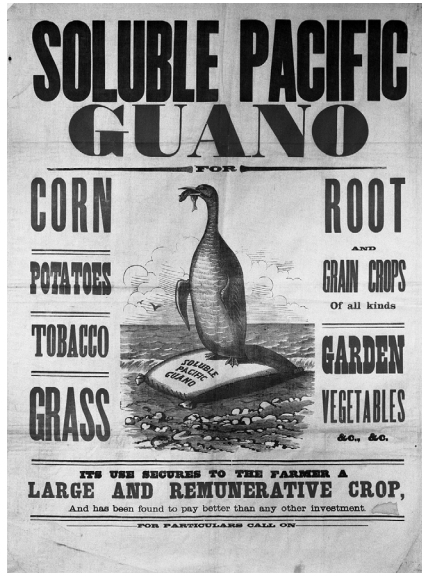
Figura 30. Simulación del sistema de raíces de frijol común que difieren en el crecimiento gravitrópico de las raíces basales, desde superficiales (número 1) hasta profundas (número 9). Estas simulaciones se basan en mediciones empíricas del crecimiento del genotipo Carioca (modelo número 5) a las 320 horas después de la germinación, y luego se variaron para simular la variación genotípica. La escala a la derecha muestra la profundidad desde la colocación de la semilla en cm. Este modelo muestra la raíz principal y las raíces basales. Las raíces adventicias se desarrollarían sobre las raíces basales del hipocótilo. La variación en el crecimiento gravitrópico de las raíces basales tiene una influencia sustancial en la exploración de la capa superior del suelo por el sistema radicular.

Extraído de Lynch, J. P., y K. M. Brown, 2001.



FOTOGRAFIAS:

Fotografía 1. Anuncio de guano del siglo XIX. Extraída de http://es.puntasajuan.org/html/blog_campana-de-guano-sostenible-en-punta-san-juan-2012 (2014)



Fotografía 2. Guano en islas del Perú. Extraída de <https://zarcillo-paradise.com/es-paracas-islas-ballestas>



Fotografía 3. Yacimiento de roca fosfórica de origen sedimentario.
<https://www.yabiladi.com/articles/details/35799/phosphate-maroc-s-imposera-decideur-dans.html>



Fotografía 4. “Urine diverting dry toilet” (UDDT). Sustainable sanitation alliance (SuSanA), 2017. Disponible en: <https://www.flickr.com/photos/gtzecosan/3284024725/>



A la izquierda: inodoro con descarga de orina de Roediger (Alemania). Una válvula se abre solo cuando el usuario está sentado para evitar que el agua de drenaje se drene en el tanque de orina.

A la derecha: inodoro con descarga de orina de Gustavsberg (Suecia). No se usa ninguna válvula para permitir que un poco de agua de enjuague entre en el tubo de la orina, lo que evita la obstrucción de los conjuntos.

Foto: L. Ulrich (2009).

Fotografía 5. El sistema portátil de recuperación de nutrientes de algas limpia las aguas residuales de la granja mientras recupera y recicla el fósforo y otros nutrientes. Fotografía: Mark Edwards, Laboratorio de Investigación de Algas y Biotecnología, Arizona State University. Extraída de: Childers et al., 2011.



Fotografía 6. En la parte norte del Mar Caspio se da un proceso de eutrofización.
Disponible en: http://eutrofiza.blogspot.com.ar/p/blog-page_25.html



Fotografía 7. Playa de Quingdao en China, con crecimiento excesivo de algas debido al efecto de la eutrofización.

Disponible en: http://eutrofiza.blogspot.com.ar/p/blog-page_25.html



Fotografía 8. Eutrofización de las aguas del Embalse del Dique San Roque, provincia de Córdoba, Republica Argentina.

Disponible en: <http://www.funeat.org.ar/art%C3%ADculos/carlosprosperi.html>

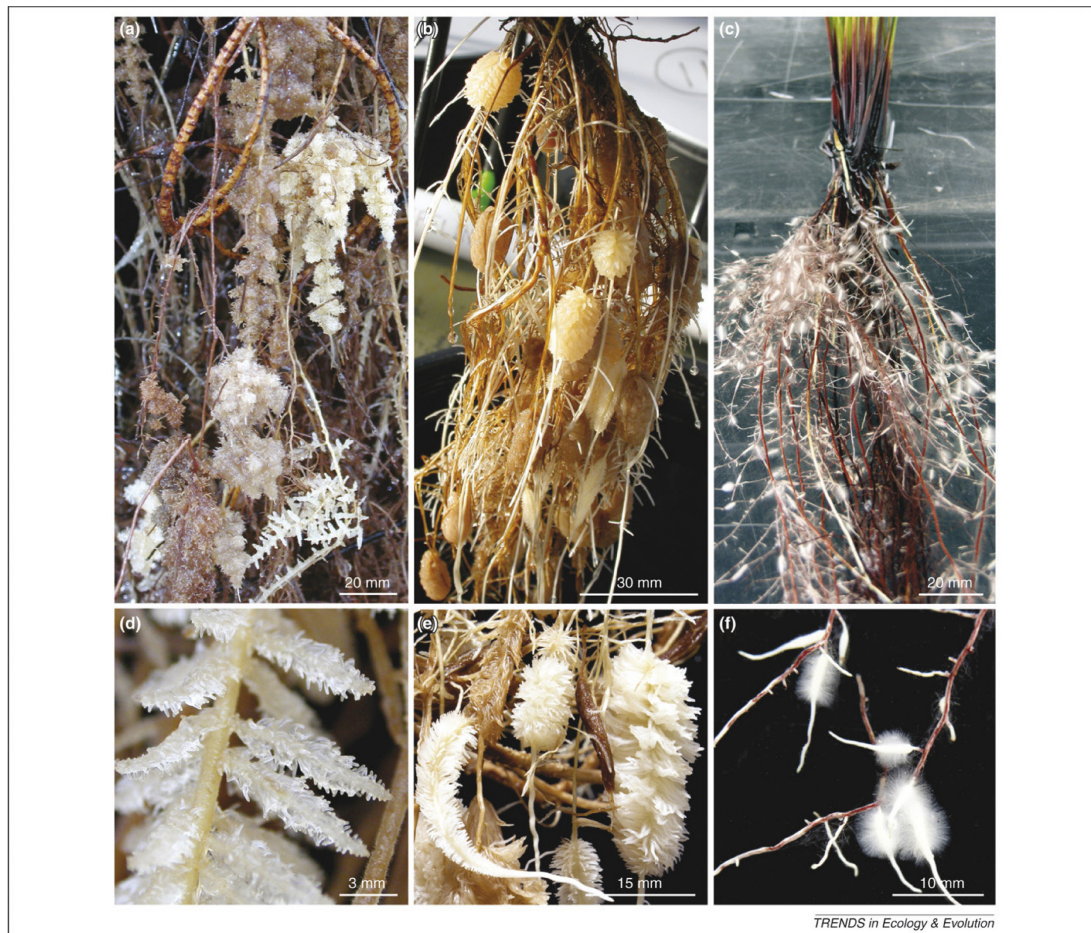


Fotografía: Ingeniero Agrónomo Nelson Rivero - Diciembre de 2010.

Fotografía 9. Morfología radicular de especies australianas de la familia Proteaceae y especies sudafricanas de la familia Cyperaceae cultivadas hidropónicamente a muy bajo suministro de fósforo ($\leq 1 \mu\text{M}$). (a) Sistema radicular de la especie *Dryandra sessilis* (Proteaceae) con raíces “proteoides” o “cluster roots” de forma compuesta. (b) Sistema radicular de *Hakea prostrata* (Proteaceae) con agrupaciones de raíces 'proteoides' de forma simple. (c) Sistema de raíces 'dauciformes' de la especie *Tetraria species* (Cyperaceae). (d) Complejo de raíces “proteoides” de forma compuesta de la especie *Banksia grandis* (Proteaceae, Australia Occidental), con terminación de raicillas de tercer orden. (e) Grupo de raíces “proteoides” de forma simple de la especie *Hakea sericea* (Proteaceae, en el Este de Australia) con terminación de raicillas de segundo orden. (f) Pelos radicales con muy alta densidad en un grupo de raíces “dauciformes” individuales (mayor aumento de la fotografía (c)).

Placa fotográfica de Michael W. Shane (Escuela de Biología Vegetal, Universidad del Oeste de Australia).

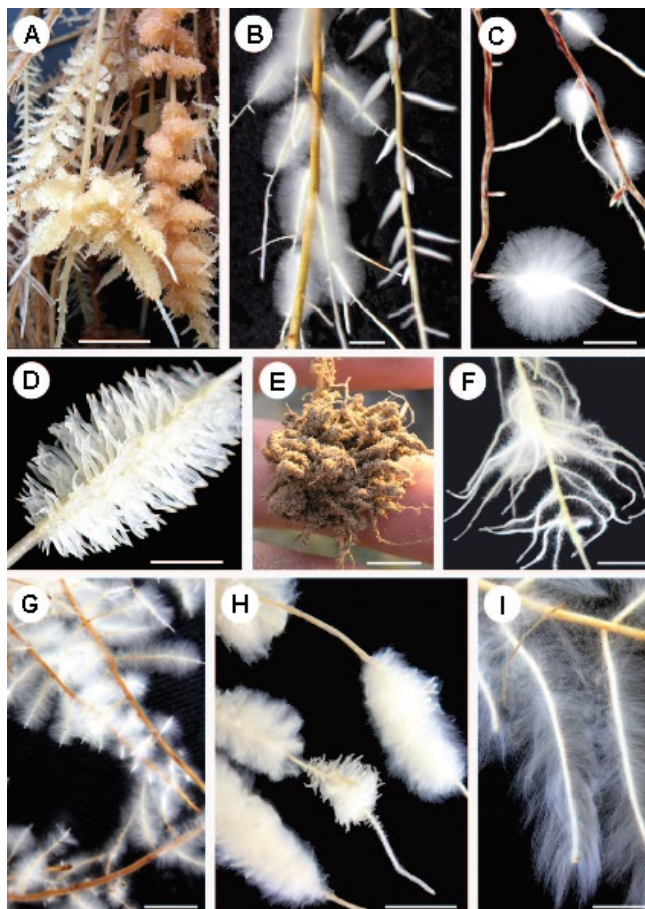
Extraído de Lambers, H. et al., 2008.



Fotografía 10. Morfología de diferentes tipos de raíces inducidas en especies de las familias Proteaceae, Restionaceae, Cyperaceae y Fabaceae por un bajo suministro de fósforo. Todas las especies están bien adaptadas a suelos con concentraciones extremadamente bajas de fósforo y son endémicas de la Provincia Botánica del Suroeste de Australia Occidental (WA) o de la Región Florística del Cabo de Sudáfrica. Las plantas se criaron a partir de semillas (Proteaceae y Fabaceae) o esquejes (Restionaceae y Cyperaceae) recolectadas en hábitats naturales, y luego cultivadas en soluciones nutritivas (invernaderos en la Universidad de Australia Occidental o la Universidad de Ciudad del Cabo) que contienen $\leq 1 \mu\text{M}$ [P] (a excepción de las raíces de una planta que se muestra en (E), que se recogieron en un suelo que contiene $\leq 10 \mu\text{g P g}^{-1}$ en Suid Bokkeveld (SA).

(A) Raíces “proteoides” (de tipo compuesto) de *Banksia prionotes*; *Bellota banksia* (Proteaceae, WA); barra de escala = 13 mm. (B) Raíz “proteoide” (de tipo simple) de *Hakea prostrata*; *Hakea dura* (Proteaceae, WA); barra de escala = 4 mm. (C) Raíces “dauciformes” de *Lepidosperma squamatum* (Cyperaceae, WA); barra de escala = 2 mm. (D) Raíces “dauciformes” de *Tetraria* sp. (Cyperaceae, SA), barra de escala = 2 mm. (E) Raíces del tipo “cluster roots” de *Aspalathus linearis*, rooibos (Fabaceae, SA), barra de escala = 12 mm. (F) Raíces del tipo “cluster roots” de la misma especie que se muestra en E crecido en solución nutritiva, barra de escala = 4 mm. (G) raíces del tipo “capillaroid roots” de *Thamnochortus fracternus* (Restionaceae, SA), barra de escala = 4 mm. (H) Raíces del tipo “capillaroid roots” de *Mastersiella digitata* (Restionaceae, SA); barra de escala = 6 mm. (I) Raíces del tipo “capillaroid roots” de *Chondropetalum tectorum* (Restionaceae, SA), barra de escala = 5 mm.

Extraído de Lambers, H. et al., 2006.



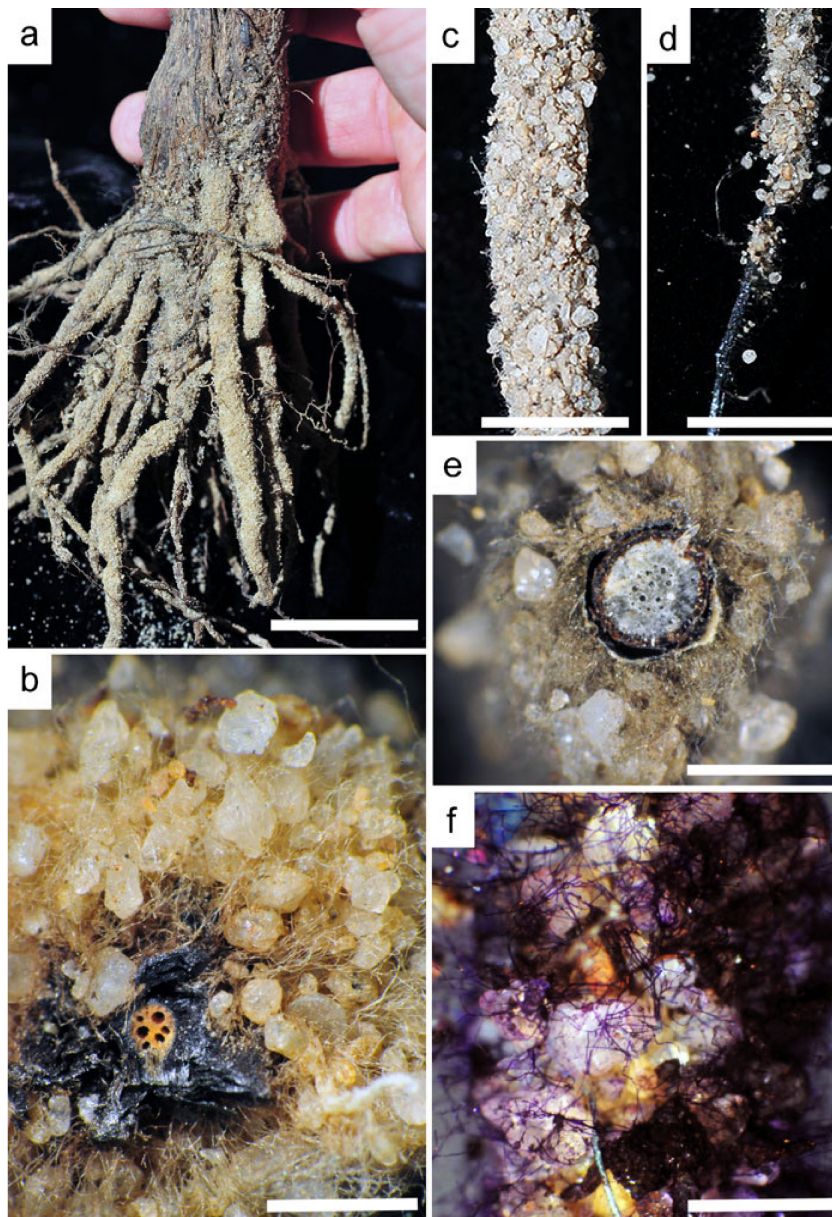
Fotografía 11. Sistema de raíces llamadas “capillaroid roots” de las especies *Mastersiella digitata* y *Thamnochortus fracternus* (Restionaceae). Juncos sudafricanos grupo de raíces laterales densas y largos pelos radiculares que crecen en cultivos hidropónicos (Fotos de Mike Shane).

Disponible en: <https://mycorrhizas.info/nmplants.html>



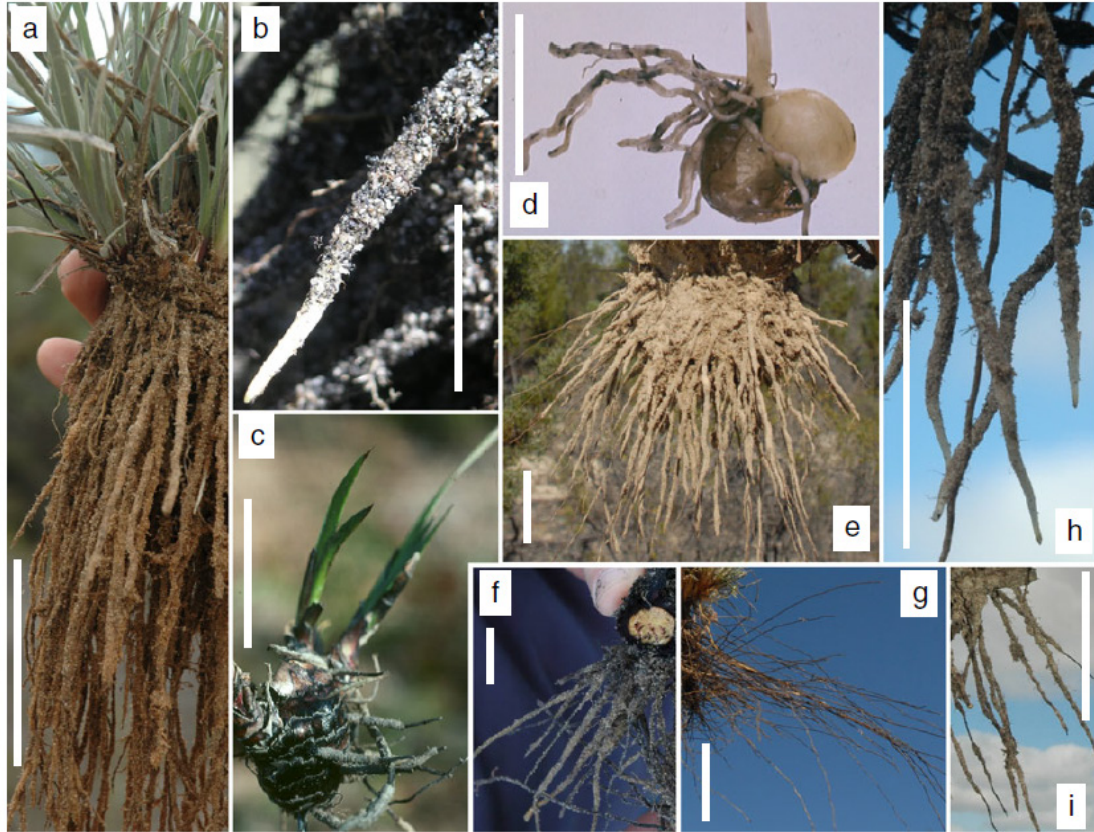
Fotografía 12. Morfología madura de “sand-binding roots” de Haemodoraceae recolectada en el campo. (a, b) *Haemodorum paniculatum*, (c, e) *Conostylis aculeata* subsp. *cygnorum*, (d, f) *Anigozanthos manglesii* subsp. *manglesii*. (a) *Haemodorum*, conocido por hacer vainas de arena más gruesas, que muestra numerosas “sand-binding roots” debajo del bulbo dormido, (b) Vista transversal de la raíz encerrada por varias capas de granos de arena y pelos de raíz largos y persistentes, (c) Mayor aumento de granos de arena firmemente unidos a los subyacentes raíz, (d) Vaina de arena despojada mostrando estela subyacente, (e) Vista transversal de la raíz encerrada por unas pocas capas de granos de arena y pelos persistentes característicos del género, (f) Abundantes pelos radicales (azules) claramente visibles contra granos de arena blanca después de teñir con toluidina azul. Barras de escala, (a) = 25 mm, (b) = 2 mm, (c) = 4.5 mm, (d) = 5 mm, (e) = 1.5 mm, (f) = 1 mm. Fotos y fotomicrográficas de M. W. Shane.

Extraído de Smith, R. J., S. D. Hopper y M. W. Shane, 2011.



Fotografía 13. Sistema radicular “Sand-binding root” de Conostylidoideae. (a) *Conostylis candicans*, (b) *Conostylis serrulata*, (c) *Anigozanthos flavidus*, (d) *Tribonanthes australis*, (e) *Conostylis glabra*, (f) *Macropidia fuliginosa*, (g) *Conostylis teretifolia*, (h) *Blancoa canescens*, (i) *Phlebocarya pilosissima*. Barras de escala: a, c, e, h, i = 5 cm; b, d, f, g = 2 cm. Todas las fotos de S.D. Hopper, excepto (d) de K.W. Dixon.

Extraído de Smith, R. J., S. D. Hopper y M. W. Shane, 2011.



Fotografía 14. “Cluster roots” de *Lupinus albus* (izquierda) y *L. pilosus* (centro y derecha). Las plantas se cultivaron hidropónicamente. (Extraído de Richardson et al., 2009).



Bibliografía:

A

- Abedin, M.J., Cotter-Howells, J. y Meharg, A. A.**, 2002. Arsenic uptake and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) irrigated with contaminated water. *Plant Soil*, 240, 311-319.
- Abrahão, A., Lambers, H., Sawaya, A., Mazzafera, P., y Oliveira, R. S.**, 2014. Convergence of a specialized root trait in plants from nutrient-impovertished soils: phosphorus-acquisition strategy in a nonmycorrhizal cactus. *Oecologia*, 176(2), 345-355.
- Aerts, R.**, 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology*, 597-608.
- Alagawadi, A. R. y A. C. Gaur**, 1992. Inoculation of *Azospirillum brasilense* and phosphate-solubilizing bacteria on yield of sorghum. *Trop. Agric.* 69: pp.347-50.
- Alvarez C., H. Steinbach y R. Alvarez**, 2012. El rol de los fertilizantes en la agricultura. En Alvarez R., Prystupa P., Rodriguez M. B. y Alvarez C. (ed.). *Fertilización de Cultivos y Pasturas: Diagnostico y recomendación en la región pampeana*. Editorial Facultad de Agronomía. Cap 3: 51-64.
- Anderson, G.**, 1980. Assessing organic phosphorus in soils. In: Khasawneh FE, Sample EC, Kamprath EJ, editors. *The Role of Phosphorus in Agriculture*. Madison, Wis: Amer Soc Agronomy, 1980.
- Andrés Abellán, M. y García Morote, F.**, 2006. Impactos ambientales de la agricultura intensiva. Capítulo 21. Pág. 418. *La Evaluación del impacto ambiental de proyectos y actividades agroforestales*. Edits: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. España.
- Andriulo, A. E.**, 2010. Guía de Buenas Prácticas para el Manejo de Nutrientes N y P en la Pampa Ondulada. Grupo Medio Ambiente–EEA INTA Pergamino.
- Anghinoni, I. A., y Barber, S. A.**, 1980. Phosphorus Influx and Growth Characteristics of Corn Roots as Influenced by Phosphorus Supply 1. *Agronomy Journal*, 72(4), 685-688.
- Atkinson, D.**, 1973. Some general effects of phosphorus deficiency on growth and development. *New Phytologist*, 72(1), 101-111.

B

- Baker y Laflen**, 1983. Water quality consequences of conservation tillage: New technology is needed to improve the water quality advantages of conservation tillage. *Journal of Soil and Water Conservation*. 38(3):186-193.
- Barber, S. A.**, 1962. A diffusion and mass-flow concept of soil nutrient availability. *Soil Science*, 93(1), 39-49.
- Barber, S. A.**, 1995. *Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach*. John Wiley & Sons.
- Bariola, P. A., Howard, C. J., Taylor, C. B., Verburg, M. T., Jaglan, V. D., y Green, P. J.**, 1994. The *Arabidopsis* ribonuclease gene *RNS1* is tightly controlled in response to phosphate limitation. *The Plant Journal*, 6(5), 673-685.
- Barisas, S. G., Baker, J. L., Johnson, H. P., y Laflen, J. M.**, 1978. Effect of tillage systems on runoff losses of nutrients, a rainfall simulation study. *Transactions of the ASAE*, 21(5), 893-897.
- Barles, S.**, 2010. Society, energy and materials: The contribution of urban metabolism studies to sustainable urban development issues. *Journal of Environmental Planning and Management* 53:439-455
- Barraco, M., Díaz-Zorita, M., Justo, C., y Lardone, A.** (2014). ¿FERTILIZACIÓN FOSFATADA POR SUFICIENCIA O RESTITUCIÓN EN SECUENCIAS AGRÍCOLAS DE LA PAMPA ARENOSA? *Ene*, 131, 218.

- Bar-Yosef, B.**, 1991. Root excretion and their environmental effects: influence on availability of phosphorus. *Plant Roots, the Hidden Half*, 529-557.
- Begg et al.**, 1994. Begg C B M, Kirk G J D, MacKenzie A F and Neue H-U 1994. Root-induced iron oxidation and pH changes in the lowland rice rhizosphere. *New Phytol.* 128, 469–477.
- Belimov, A. A., A. P. Kojemiakov y C. V. Chuvarliyeva**, 1995. Interaction between barley and mixed cultures of nitrogen fixing and phosphate-solubilizing bacteria. *Plant. Soil.* 173: pp. 29-37.
- Beltrán Pineda, M. E.**, 2014. La solubilización de fosfatos como estrategia microbiana para promover el crecimiento vegetal. *Sistema de Información Científica Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal. Corpoica Cienc. Tecnol. Agropecu.* Enero - junio, 2014. 15(1) 101-113. Disponible en: <http://www.redalyc.org/html/4499/449944863010/>
- Beltrano, J., y Gimenez, D. O.** 2015. Cultivo en hidroponía. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).
- Bennett, E. M., Carpenter, S. R., & Caraco, N. F.** (2001). Human Impact on Erodeable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. *AIBS Bulletin*, 51(3), 227-234.
- Berardo, A. y F. Grattone**, 2000. Fertilización fosfatada requerida para alcanzar niveles objetivos de P-Bray en un argiudol. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, AACs. Mar del Plata, Buenos Aires. Argentina.
- Bianchini A.** 2003. Localización de fósforo en siembra directa. Simposio “El fósforo en la agricultura argentina”. IPNI Cono Sur. 79-82 p.
- Bielecki, R. L.**, 1973. Phosphate pools, phosphate transport, and phosphate availability. *Annu. Rev. Plant Physiol.* 24: 225 - 252.
- Bolan, N. S.**, 1991. A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. *Plant and soil*, 134(2), 189-207.
- Bolan, N. S., Naidu, R., Mahimairaja, S., & Baskaran, S.**, 1994. Influence of low-molecular-weight organic acids on the solubilization of phosphates. *Biology and Fertility of Soils*, 18(4), 311-319.
- Bonkowski M** (2004) Protozoa and plant growth: the microbial loop in soil revisited. *New Phytol* 162: 617–631
- Bray, R. H.**, 1954. A nutrient mobility concept of soil-plant relationships. *Soil Science*, 78(1), 9-22.
- Brink, J.**, 1977. World resources of phosphorus. Ciba Foundation Symposium.
- Bucher, M.**, 2007. Functional biology of plant phosphate uptake at root and mycorrhiza interfaces. *New Phytologist*, 173(1), 11-26.
- Buckingham, D. y Jasinski, S.**, 2004. Phosphate Rock Statistics 1900–2002. US Geological Survey.
- Buckingham, D.A., Jasinski, S.M.**, 2006. Phosphate Rock Statistics, Historical Statistics for Mineral and Material Commodities in the United States, Data Series 140.
- Bünemann, E., Bossio, D.A., Smithson, P.C., Frossard, E., Oberson, A.**, (2004) Microbial community composition and substrate use in a highly weathered soil as affected by crop rotation and P fertilization. *Soil Biol Biochem* 36:889–901

C

- Carlos Rojas W.**, 2002. Curso “tecnologías y practicas en el manejo de los recursos naturales para la recuperacion de los suelos degradados”. “Disponibilidad de fosforo y su correccion” centro regional de investigación La Platina, serie actas n° 15. ISSN 0717-4810. Santiago, Chile, 2002.
- CEEP**, 2008. SCOPE Newsletter, N° 70. Febrero.

- Childers, D. L., Corman, J., Edwards, M., & Elser, J. J.**, 2011. Sustainability challenges of phosphorus and food: solutions from closing the human phosphorus cycle. *Bioscience*, 61(2), 117-124.
- Ciampitti, I. A., L. I. Picone; G. Rubio y F. O. García**, 2011b. Pathways of phosphorous fraction dynamics in field crop rotations of the Pampas of Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75: 3: 918-926.
- Ciampitti, I. A, F. Micucci, H. Fontanetto y F. García**, 2006. Manejo y ubicación del fertilizante junto a la semilla: Efectos fitotóxicos. *Informaciones Agronómicas* No. 31. *Archivo Agronómico* No. 10. pp. 1-8. INPOFOS Cono Sur. Acassuso, Buenos Aires.
- Ciampitti, I.A., F.O. García, L.I. Picone y G. Rubio**, 2008. Phosphorus in field crop rotations of the Pampas of Argentina: Dynamics of Bray P, P balance and soil P fractions. *Agronomy Abstracts. ASA-CSSA-SSSA-GSA. International Annual Meetings.* October 5-9. Houston, Texas. ASA-CSSA-SSSA, Madison, Wisconsin, EE.UU.
- Ciampitti, I. A.**, 2009. Tesis Magister Scientiae en Ciencias del Suelo. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Capital Federal, Buenos Aires. 196 pp.
- Ciampitti, I. A., F. García; L. Picone y G. Rubio**, 2011a. Phosphorus balance and soil extractable dynamics in field crops rotations in Pampean soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75: 131-142.
- Ciampitti, I. A., y García, F. O.**, 2011. Requerimientos nutricionales Absorción y Extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. *Agronómicas* # 37, 1.
- Compant, S., Duffy, B., Nowak, J., Clément, C., & Barka, E. A.**, 2005. Use of plant growth-promoting bacteria for biocontrol of plant diseases: principles, mechanisms of action, and future prospects. *Applied and environmental microbiology*, 71(9), 4951-4959.
- Condrón, L. M., Frossard, E., Tiessen, H., Newmans, R. H. y Stewart, J. W.**, 1990. Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivated soils under different environmental conditions. *Journal of Soil Science*, 41: 41-50.
- Conyers, M. K., y Moody, P. W.**, 2009. A conceptual framework for improving the P efficiency of organic farming without inputs of soluble P fertiliser. *Crop and Pasture Science*, 60(2), 100-104.
- Cordell, D., Drangert, J. O., & White, S.**, 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global environmental change*, 19(2), 292-305. Elsevier.
- Cordone, G. y M. Trossero**, 2012. Costo oculto privado y social del sistema productivo: La degradación del suelo pampeano. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica.* IPNI Cono Sur. Acassuso, Buenos Aires.
- Corell, H.**, 2002. Letter dated 29 January 2002 from the Under-Secretary-General for Legal Affairs the Legal Counsel addressed to the President of the Security Council. In: United National Security Council, Under-Secretary-General for Legal Affairs The Legal Counsel.
- Correndo, A., Boxler, M. y Garcia, F.**, 2015. Análisis económico del manejo de la fertilización con enfoque en el largo plazo. *Asociación Argentina de Ciencias del Suelo (AACS).*
- Covacevich, F., H. Echeverría y Y. E. Andreoli**, 1995. Micorrización vesículo-arbuscular espontánea en trigo en función de la disponibilidad de fósforo. *Ciencia del Suelo* 13:47-51.
- Cruzate, G., y Casas, R.**, 2003. Balance de nutrientes. *Revista fertilizar INTA*, 8, 7-13.
- Cruzate, G., y Casas, R.**, 2012. Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *Instituto de Suelos, CIRN, INTA. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 6, 7-14.

D

- Darrah, P. R.**, 1993. The rhizosphere and plant nutrition: a quantitative approach. *Plant and Soil*, 155(1), 1-20.

- Darwich, N. A.**, 1983. Niveles de fósforo asimilable en los suelos pampeanos. *IDIA, informativo de investigaciones agrícolas*.
- Darwich, N. A.**, 2003. El balance Físico económico en las rotaciones agrícolas. Proyecto Fertilizar. INTA.
- De Freitas, J. R., Banerjee, M. R., & Germida, J. J.**, 1997. Phosphate-solubilizing rhizobacteria enhance the growth and yield but not phosphorus uptake of canola (*Brassica napus* L.). *Biology and Fertility of Soils*, 24(4), 358-364.
- Del Pozo, J. C., Allona, I., Rubio, V., Leyva, A., De La Peña, A., Aragoncillo, C., y Paz-Ares, J.**, 1999. A type 5 acid phosphatase gene from *Arabidopsis thaliana* is induced by phosphate starvation and by some other types of phosphate mobilising/oxidative stress conditions. *The Plant Journal*, 19(5), 579-589.
- Diaz RJ, Rosenberg R.**, 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321: 926–928.
- Dinkelaker, B., Römheld, V., & Marschner, H.**, 1989. Citric acid excretion and precipitation of calcium citrate in the rhizosphere of white lupin (*Lupinus albus* L.). *Plant, Cell & Environment*, 12(3), 285-292.
- Divito, G., Sainz Rozas, H. y Echeverría, H.**, 2010. Cultivos en el sudeste bonaerense. Estrategias de fertilización fosforada en una rotación de cultivos en el sudeste bonaerense. *CI. Suelo (Argentina)*. 28(1): 47-55, 2010 SCIELO.
- Dobermann et al.**, 1996. Fertilizer inputs, nutrient balance and soil nutrient supplying power in intensive, irrigated rice system. III. Phosphorus. *Nutr Cycl Agroecosys*. 46, 111-125.
- Dobermann, A.**, 2007. Nutrient use efficiency—measurement and management. Fertilizer best management practices. Vol. 1.
- Dowling, D. N. y O’Gara, F.**, 1994. Metabolites of *Pseudomonas* involved in the biocontrol of plant disease. *Trends in Biotechnology* 12(4):133-141.
- Drangert**, 1998. Fighting the urine blindness to provide more sanitation options. *Water SA* 24, No 2.
- Duff, S. M., Plaxton, W. C., y Lefebvre, D. D.**, 1991. Phosphate-starvation response in plant cells: de novo synthesis and degradation of acid phosphatases. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 88(21), 9538-9542.
- Duff, S. M., Sarath, G., y Plaxton, W. C.**, 1994. The role of acid phosphatases in plant phosphorus metabolism. *Physiologia plantarum*, 90(4), 791-800.
- Dunlop, J., Phung, H. T., Meeking, R., y White, D. W. R.**, 1997. The kinetics associated with phosphate absorption by *Arabidopsis* and its regulation by phosphorus status. *Functional Plant Biology*, 24(5), 623-629.

E

- Echeverría, H. E. y F. O. García**, 1998. Guía para la fertilización fosfatada de trigo, maíz, girasol y soja. Boletín Técnico N°149. Est. Exp. Agrop. INTA Balcarce. 16 p.
- Eckerson, S. H.**, 1931. Influence of phosphorus deficiency on metabolism of the tomato. *Contrib. Boyce Thompson Inst*, 3, 197-217.
- EcoSanRes**, 2003. Closing the Loop on Phosphorus. Stockholm Environment Institute (SEI) funded by SIDA Stockholm.
- Ensink, J. H. J., Mahmood, T., Hoek, W., Raschid-Sally, L. y Amerasinghe, F.P.**, 2004. A nationwide assessment of wastewater use in Pakistan: an obscure activity or a vitally important one? *Water Policy* 6, 197–206.
- Esrey, S., Andersson, I., Hillers, A., Sawyer, R.**, 2001. Closing the Loop: Ecological Sanitation for Food Security. UNDP y SIDA, Mexico.
- Eswaran et al.**, 1997. Eswaran H, Reich P and Beinroth F 1997 Global distribution of soils with acidity. In *Plant -Soil Interactions at Low pH*. Ed. Moniz et al. pp. 159–164. Brazilian Soil Science Society, Belo Horizonte.

European Fertilizer Manufacturers Association, 2000. Phosphorus: Essential Element for Food Production. European Fertilizer Manufacturers Association (EFMA), Brussels.

F

FAO, 1996. Ecología y Enseñanza rural. Nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas. Tema 2: El Suelo. Estudio FAO Montes 131. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/006/W1309S/w1309s04.htm>

FAO, 2006. Plant Nutrition for Food Security: A Guide for Integrated Nutrient Management, FAO Fertilizer And Plant Nutrition Bulletin 16. Food And Agriculture Organization Of The United Nations Rome.

FAO, 2007a. Utilización de las rocas fosfóricas para una agricultura sostenible. Boletín FAO fertilizantes y nutrición vegetal N° 13. Publicación conjunta de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación y del Organismo Internacional de Energía Atómica. Roma.

FAO, 2007b. Food for the Cities Homepage. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome.

FAO, 2017. World fertilizer trends and Outlook to 2020. Summary report. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome 2017. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i6895e.pdf>

Fernández López, C., S. Vázquez, H.C. Dalurzo y L.A. Morales, 2001. Índice de disponibilidad del fósforo proveniente del fertilizante en suelos de la Provincia de Misiones, Argentina. Agricultura Técnica Vol. 61: 229 – 234.

Fernández, M. T., y Rodríguez, H., 2005. El papel de la solubilización de fosforo en los biofertilizantes microbianos. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 39(3).

Fernández, S. R., 2007. Uso de Enzimas Termoestables en la Alimentación Animal DSM Nutritional Products México S.A. de C.V. Disponible en: <https://www.engormix.com/avicultura/articulos/uso-enzimas-termoestables-alimentacion-t27080.htm>

Ferraris, G. y L. Couretot, 2004. Evaluación de la utilización de bacterias solubilizadoras de fósforo (*Pseudomonas* spp) en trigo. Revista de Tecnología Agropecuaria - INTA Pergamino 9: 37-39

fertilizando.com, 2017. Disponible en: <http://www.fertilizando.com/articulos/Fertilizantes-arrancadores-correcta-utilizacion-precauciones-uso.asp>

Fertilizer Week, 2008. Industry ponders the impact of China's trade policy. Thursday Markets Report, 24th April 2008, British Sulphur Consultants, CRU.

Findenegg, G. R., y Nelemans, J. A., 1993. The effect of phytase on the availability of P from myo-inositol hexaphosphate (phytate) for maize roots. Plant and Soil, 154(2), 189-196.

Fischer, W. R., Flessa, H. y Schaller, G., 1989. PH values and redox potentials in microsites of the rhizosphere. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 152, 191–195.

Fixen, P., 2009. World fertilizer nutrient reserves. En: F. García (ed.) Simposio de Fertilidad del Suelo 2009. IPNI-Cono Sur. Rosario. Argentina.

Fraga, R.; Rodríguez, H. y González, T., 2001. Transfer of the gene encoding the Nap A acid phosphatase from *Morganella morganii* to a *Burkholderia cepacia* strain. Acta.Biotechnol. 21: pp.359-369, 2001.

Fresco, L., 2003. Plant nutrients: what we know, guess and do not know. Assistant Director-General. Agriculture Department Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) IFA/FAO AGRICULTURE CONFERENCE Rome.

Furihata, T., Suzuki, M. y Sakurai, H., 1992. Kinetic characterization of two phosphate uptake systems with different affinities in suspension-cultured *Catharanthus roseus* protoplasts. Plant Cell Physiol. 33: 1151–1157.

G

- Gahoonia, T. S., y Nielsen, N. E.**, 1992. The effects of root-induced pH changes on the depletion of inorganic and organic phosphorus in the rhizosphere. *Plant and soil*, 143(2), 185-191.
- García de Salamone, I. E. & L. M. Nelson**, 2006. Inoculación de plantas de trigo con una cepa de *Pseudomonas fluorescens* con probada capacidad de producir citoquininas. En: XXVI Reunión Argentina de Fisiología Vegetal. Sociedad Argentina de Fisiología Vegetal. Chascomús, Argentina.
- García, F. O., Ciampitti, I. A., Rubio, G., y Picone, L. I.**, 2009. Fertilización Fosfatada en Argentina Actualidad, Manejo y Perspectivas. Jornadas Nacionales "Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura". Bahía Blanca, Argentina.
- García, F. y González Sanjuan, M. F.**, 2015. Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes. Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. Los fertilizantes y su participación en el éxito de la producción agrícola actual. 2da Parte. Cap. 3.
- García, F.**, 2009a. Reservas mundiales de nutrientes para fertilizantes. Simposio de fertilidad de suelos 2009. IPNI Cono Sur. Rosario. Argentina.
- García, F.**, 2009b. El manejo de los nutrientes. Bases y herramientas. Curso FUNDACREA. Buenos Aires, 29 de Septiembre de 2009. IPNI Cono Sur. Disponible en: <https://es.slideshare.net/Fertil2009/fertilizer20-recommendation20-philosophies>
- García, F., y González Sanjuan, M.**, 2013. La nutrición de suelos y cultivos y el balance de nutrientes: ¿Como estamos? Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, 9, 2-7. IPNI Cono Sur.
- Gardner, L.R.**, 1990. The role of rock weathering in the phosphorus budget of terrestrial watersheds. *Biogeochemistry*, 11, 97-110
- Gardner, W. K., Parbery, D. G., y Barber, D. A.**, 1982. The acquisition of phosphorus by *Lupinus albus* L. Some characteristics of the soil/root interface. *Plant and Soil*, 19-32.
- Gardner, W. K., y Boundy, K. A.**, 1983. The acquisition of phosphorus by *Lupinus albus* L. IV. The effect of interplanting wheat and white lupin on the growth and mineral composition of the two species. *Plant and Soil*, 391-402.
- Gaume, A.**, 2000. Low-P tolerance of various maize cultivars: the contribution of the root exudation. PhD Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, Switzerland.
- George, T. S., Simpson, R. J., Hadobas, P. A., Marshall, D. J., y Richardson, A. E.**, 2007. Accumulation and phosphatase-lability of organic phosphorus in fertilised pasture soils. *Australian journal of agricultural research*, 58(1), 47-55.
- Gerke, J., Römer, W., y Jungk, A.**, 1994. The excretion of citric and malic acid by proteoid roots of *Lupinus albus* L.; effects on soil solution concentrations of phosphate, iron, and aluminum in the proteoid rhizosphere in samples of an oxisol and a luvisol. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 157(4), 289-294.
- Gerloff, S.**, 1977. Plant efficiencies in use of N, P and K. In: Wright MJ, editor. *Plant adaptation to mineral stress in problem soils*. New York7 Cornell Univ Press; p. 161-74.
- Gilbert**, 2009. The Disappearing Nutrient. *Revista Nature* Vol 461. 8 de Octubre 2009. Macmillan Publishers Limited.
- Glass, A. D. M. y Siddiqi, M. Y.**, 1984. Control of nutrient uptake rates in relation to the inorganic composition of plants [Memna]. *Advances in plant nutrition*.
- Glick, B. R.**, 1995. The enhancement of plant growth by free living bacteria. *Can J Microbiol.* 41: pp. 109-117.
- Gómez, L. A., Vadez, V., Hernández, G., Sánchez, T., y Toscano, V.**, 1996. Eficiencia del uso del fósforo en diez genotipos de frijol común (*Phaseolus vulgaris* L.). *Agronomía Mesoamericana*, 7(1), 41-46.

González C., 2006. El cambio climático: Impacto sobre la producción agrícola y prácticas de adaptación. Manejo de la escorrentía y control de erosión en la finca. Guía curricular. Carmen González Toro. Especialista en Ambiente Servicio de Extensión Agrícola. Disponible en: <http://academic.uprm.edu/gonzalezc/HTMLobj-905/ccerosionymanejoescorrentiaescrito.pdf>

Grupo fosfatos, 2017. Disponible en:

<http://fosfatos.gl.fcen.uba.ar/index.php/fertilizantes/consumo-y-reservas/>

Gu, M., Chen, A., Sun, S., y Xu, G., 2016. Complex regulation of plant phosphate transporters and the gap between molecular mechanisms and practical application: what is missing? *Molecular plant*, 9(3), 396-416.

Gunther, F., 2005. A solution to the heap problem: the doubly balanced agriculture: integration with population. Disponible en:

<http://www.holon.se/folke/kurs/Distans/Ekofys/Recirk/Eng/balanced.shtml>.

H

Hammond, J. P. y White, P. J., 2008. Sucrose transport in the phloem: integrating root responses to phosphorus starvation. *Journal of experimental botany*, 59(1), 93-109.

Hammond, J. P., Bennett, M. J., Bowen, H. C., Broadley, M. R., Eastwood, D. C., May, S. T., Rahn, C., Swarup, R., Woolaway, K. E. y White, P. J., 2003. Changes in gene expression in *Arabidopsis* shoots during phosphate starvation and the potential for developing smart plants. *Plant Physiology*, 132(2), 578-596.

Hammond, J. P., Broadley, M. R. y White, P. J., 2004. Genetic responses to phosphorus deficiency. *Annals of botany*, 94(3), 323-332.

Hammond, L. L. y D. P. Day, 1992. Phosphate rock standardization and product quality. In: A.T. Bachik & A. Bidin, eds. *Proceedings of a workshop on phosphate sources for acid soils in the humid tropics of Asia*, pp. 73-89. Kuala Lumpur, Malaysian Society of Soil Science.

Harrison, A. F., 1987. *Soil Organic Phosphorus - A Review of World Literature*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, p 257

Havlin, J.L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale y W. L. Nelson, 1999. *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management*. 6th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

Haynes, R. J., 1990. Movement and transformations of fertigated nitrogen below trickle emitters and their effects on pH in the wetted soil volume. *Fertilizer research*, 23(2), 105-112.

Hedley, M. J., White, R. E. y Nye, P. H., 1982. Plant-induced changes in the rhizosphere of rape (*Brassica naps* var. Emerald) seedlings. 111. Changes in L value, soil phosphate fractions and phosphatase activity. *New Phytol.* 91,45-56.

Heffer, P., 2013. *Assessment of Fertilizer Use by Crops at the Global Level 2010 - 2010/11*. International Fertilizer Industry Association, Paris, France.

Heffer, P., Prud'homme, M., Muirhead, B., Isherwood, K., 2006. Phosphorus fertilisation: issues and outlook. *Proceedings International Fertiliser Society* 586. York, UK.

Hens, M., Turner, B. L. y Hocking, P. J., 2003. Chemical nature and bioavailability of soil organic phosphorus mobilized by organic anions. In: Rengel Z (ed) *Proceedings of the second international symposium on phosphorus dynamics in the soil-plant continuum*. Uniprint: University of Western Australia, Perth, pp 16-17

Heuer, S., Gaxiola, R., Schilling, R., Herrera-Estrella, L., López-Arredondo, D., Wissuwa, M., Delhaize, E. & Rouached, H., 2017. Improving phosphorus use efficiency: a complex trait with emerging opportunities. *Plant Journal*.

Heuer, S., R. Gaxiola, R. Schilling, L. Herrera-Estrella, D. López-Arredondo, M. Wissuwa, E. Delhaize y H. Rouached, 2017. Improving phosphorus use efficiency: a complex trait with emerging opportunities. *The plant journal*, 90(5), 868-885.

- Hinsinger, P.**, 1998. Hinsinger P 1998 How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Adv. Agron.* 64, 225–265.
- Hinsinger, P.**, 1998. How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Adv. Agron.*, 64, 225-265.
- Hinsinger, P.**, 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and soil*, 237(2), 173-195.
- Hinsinger, P.**, 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and soil*, 237(2), 173-195.
- Hocking, P. J. y Randall, P. J.**, 2001. Better growth and phosphorus nutrition of sorghum and wheat following organic acid secreting crops. In *Plant Nutrition* (pp. 548-549). Springer, Dordrecht. 1
- Hocking, P. J.**, 2001. Organic acids exuded from roots in phosphorus uptake and aluminum tolerance of plants in acid soils.
- Hocking, P. J., Keerthisinghe, G., Smith, F. W. y Randall, P. J.**, 1997. Comparison of the ability of different crop species to access poorly-available soil phosphorus. In *Plant nutrition for sustainable food production and environment* (pp. 305-308). Springer, Dordrecht.
- Hocking, P.**, 2001. Organic acids exuded from roots in phosphorus uptake and aluminium tolerance of plants in acid soils. *Advances in Agronomy* 74, 63–97.
- Hodge, A.**, 2004. The plastic plant: root responses to heterogeneous supplies of nutrients. *New phytologist*, 162(1), 9-24.
- Hodges, T. K.**, 1974. Ion Absorption by Plant Roots¹. In *Advances in Agronomy* (Vol. 25, pp. 163-207). Academic Press.
- Holford, I. C. R.**, 1997. Soil phosphorus, its measurements and its uptake by plants. *Australian Journal of Soil Research* 35, 227–239.
- Holford, I. C. R.**, 1997. Soil phosphorus: its measurement, and its uptake by plants. *Soil Research*, 35(2), 227-240.

I

- IFA**, 2006. Production and International Trade Statistics. International Fertilizer Industry Association (IFA). Paris. Disponible en: http://www.fertilizer.org/ifa/statistics/pit_public/pit_public_statistics.asp
- IFA**, 2006. Sustainable Development and the Fertilizer Industry. International Fertilizer Industry Association (IFA) website. <https://www.fertilizer.org/>
- Illmer, P. y Shinner, F.**, 1995. Solubilization of inorganic calcium phosphates. Solubilization mechanisms. *Soil. Biol. Biochem.* 27: pp.257-263, 1995.
- Isherwood, K. F.**, 2000. Mineral fertilizer use and the environment. International Fertilizer Industry Association (IFA). Revised Edition, Paris.

J

- Jaffer, Y., Clark, T. A., Pearce, P. y Parsons, S. A.**, 2002. Potential phosphorus recovery by struvite formation. *Water Research*, 36(7), 1834-1842.
- Jaillard, B., Plassard, C. y Hinsinger, P.**, 2001. Measurements of H⁺ fluxes and concentrations in the rhizosphere. In *Soil acidity handbook*. Ed. Z Rengel. Marcel Dekker Inc., New York, USA (in press).
- Jakobsen, I., Chen, B., Munkvold, L., Lundsgaard, T., & ZHU, Y. G.** (2005). Contrasting phosphate acquisition of mycorrhizal fungi with that of root hairs using the root hairless barley mutant. *Plant, Cell and Environment*, 28(7), 928-938.
- Jasinski, S. M.**, 2008. Phosphate Rock, Mineral Commodity Summaries, U. S. Geological Survey. Disponible en: https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/
- Jasinski, S.M.**, 2006. Phosphate Rock, Statistics and Information. U. S. Geological Survey.

K

- Kaeppler, S. M., Parke, J. L., Mueller, S. M., Senior, L., Stuber, C. y Tracy, W. F.,** 2000. Variation among maize inbred lines and detection of quantitative trait loci for growth at low phosphorus and responsiveness to arbuscular mycorrhizal fungi. *Crop Science*, 40(2), 358-364.
- Keel, C. y G. Défago, G.,** 1997. Interactions between beneficial soil bacteria and root pathogens: mechanisms and ecological impact. En: Gange A. C., Brown V.K. (eds.). *Multitrophic interactions in terrestrial systems*. Blackwell Science. London. pp. 27-46.
- Kim, T., E. J. Mullaney, J. M. Porres, K. R. Roneker, S. Crowe, S. Rice, T. Ko, A. H. J. Ullah, C. B. Daly, R. Welch y X. G. Lei,** 2006. Shifting the pH profile of *Aspergillus niger* PhyA phytase to match the stomach pH enhances its effectiveness as an animal feed additive. *Applied and environmental microbiology*, 72(6), 4397-4403.
- Kirk, G. J. D.,** 1997. Changes in rice root architecture, porosity, and oxygen and proton release under phosphorus deficiency. *The New Phytologist*, 135(2), 191-200.
- Kloepper, J. W. E.,** 1993. Plant growth-promoting rhizobacteria as biological agents. En: Metting FB (ed.). *Soil microbial ecology. Applications in agricultural and environmental management*. Marcel Dekker. New York. USA. pp. 255-274.
- Kloepper, J. W. E., Lifshitz, K. y Zablotowicz, R. M.,** 1989. Free-living bacterial inoculate for enhancing crop productivity. *Trends Biotechnol* 7: pp. 39-43.
- Kucey, R. M. N.,** 1983. Phosphate-solubilizing bacteria and fungi in various cultivated and virgin Alberta soil. *Canadian Journal of Soil Science* 63:pp.671-678, 1983.
- Kvarnström, E., Emilsson, K., Stintzing, A., Johansson, M., Jönsson, H., Petersens, E., Schöning, C., Christensen, J., Hellström, D., Qvarnström, L., Ridderstolpe, P., Drangert, J.,** 2006. Urine Diversion: One Step Towards Sustainable Sanitation. EcoSanRes programme, Stockholm Environment Institute Stockholm.

L

- Lambers, H. y Shane, M. W.,** 2007. Role of root clusters in phosphorus acquisition and increasing biological diversity in agriculture. *Frontis*, 235-248.
- Lambers, H., Martinoia, E. y Renton, M.,** 2015. Plant adaptations to severely phosphorus-impooverished soils. *Current opinion in plant biology*, 25, 23-31.
- Lambers, H., Raven, J. A., Shaver, G. R., & Smith, S. E.,** 2008. Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trends in ecology & evolution*, 23(2), 95-103.
- Lambers, H., Shane, M. W., Cramer, M. D., Pearse, S. J. y Veneklaas, E. J.,** 2006. Root structure and functioning for efficient acquisition of phosphorus: matching morphological and physiological traits. *Annals of botany*, 98(4), 693-713.
- Lambers, H., y Plaxton, W. C.,** 2015. Phosphorus: back to the roots. *Annual plant reviews*, 48, 3-22.
- Larcher, W.,** 2003. *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer Science & Business Media.
- Lei, X. G. y Stahl, C. H.,** 2001. Biotechnological development of effective phytases for mineral nutrition and environmental protection. *Appl Microbiol. Biotechnol.* 57: pp. 474 - 481, 2001.
- Leikam, D., Randall, G. y Mallarino, A.,** 2010. A further look into fertilizar recommendation adequacy regarding phosphorus and potassium. *Official Journal of the Fluid Fertilizer Foundation* Early Spring, 18(3), 69.
- Li, X. F., Ma, J. F. y Matsumoto, H.,** 2002. Aluminum-induced secretion of both citrate and malate in rye. *Plant Soil* 242: 235-243.
- Liao, H., Rubio, G., Yan, X., Cao, A., Brown, K. M. y Lynch, J. P.,** 2001. Effect of phosphorus availability on basal root shallowness in common bean. *Plant and Soil*, 232(1-2), 69-79.

- Lindsay, W. L.**, 1979. Chemical equilibria in soils. Wiley, New York.
- Lindsay, W. L., Vlek, P. L. G. y Chien, S. H.**, 1989. Phosphate minerals. En *Minerals in soil environment*, 2da edicion. Editores. J. B. Dixon y S. B. Weed. pp. 1089 - 1130. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Lipton, D. S., Blanchar, R. W., & Blevins, D. G.**, 1987. Citrate, malate, and succinate concentration in exudates from P-sufficient and P-stressed *Medicago sativa* L. seedlings. *Plant Physiology*, 85(2), 315-317.
- Liu, B. L., Rafiq, A., Tzeng, Y. M. y Rob, A.**, 1998. The induction and characterization of phytase and beyond. *Enzyme and Microbial Technology*, 22(5), 415-424.
- Liu, T. Y., Lin, W. Y., Huang, T. K., y Chiou, T. J.**, 2014. MicroRNA-mediated surveillance of phosphate transporters on the move. *Trends in plant science*, 19(10), 647-655.
- Liu, Y., Villalba, G., Ayres, R. U. y Schroder, H.**, 2008. Global phosphorus flows and environmental impacts from a consumption perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12(2), 229-247.
- López-Bucio, J., O. M. de la Vega, A. Guevara-García y L. Herrera-Estrella**, 2000. Enhanced phosphorus uptake in transgenic tobacco plants that overproduce citrate. *Nature Biotechnol* 18: pp.450-453.
- Lung, S. C. y Lim, B. L.**, 2006. Assimilation of phytate-phosphorus by the extracellular phytase activity of tobacco (*Nicotiana tabacum*) is affected by the availability of soluble phytate. *Plant and soil*, 279(1-2), 187-199.
- Lynch, J. P.**, 2007. Roots of the second green revolution. *Australian Journal of Botany*, 55(5), 493-512.
- Lynch, J. P. y Brown K. M.**, 2001. Topsoil foraging - an architectural adaptation of plants to low phosphorus availability. *Plant Soil* 237:225-237
- Lynch, J. P., y Ho, M. D.**, 2005. Rhizoeconomics: carbon costs of phosphorus acquisition. *Plant and Soil*, 269(1-2), 45-56.

M

- Macklon, A. E. S., Grayston, S. J., Shand, C. A., Sim, A., Sellars, S. y Ord, B. G.**, 1997. Uptake and transport of phosphorus by *Agrostis capillaris* seedlings from rapidly hydrolysed organic sources extracted from P32-labelled bacterial cultures. *Plant Soil* 190: 163 – 167.
- Manske, G. G. B., J. I. Ortiz-Monasterio, M. Van Ginkel, R. M. Gonzalez, S. Rajaram, E. Molina y P. L. G. Vlek**, 2000. Traits associated with improved P-uptake efficiency in CIMMYT's semidwarf spring bread wheat grown on acid Andisols in Mexico. *Plant Soil* 221:189 – 204.
- Mårald, E.**, 1998. En el campo de la agricultura y la química: el campo experimental de la industria agrícola 1850-1907. Departamento de Historia, Universidad Umea. Suecia.
- Massonneau, A., Langlade, N., Leon, S., Smutny, J., Vogt, E., Neumann, G. y Martinoia, E.**, 2001. Metabolic changes associated with cluster root development in white lupin (*Lupinus albus* L.): relationship between organic acid excretion, sucrose metabolism and energy status. *Planta* 213: 534-542.
- Matsui, S.**, 1997. Nightsoil collection and treatment in Japan. In: Drangert, J.-O., Bew, J., Winblad, U. (Eds.). *Ecological Alternatives in Sanitation*. Publications on Water Resources: No 9. Sida, Stockholm.
- McClellan, G. H. y S. J. Van Kauwenbergh**, 1990. Mineralogy of sedimentary apatites. En: A.J.G. Notholt y I. Jarvis, eds. *Phosphorite research and development*. Geological Society Special.
- McClellan, G. H. y S. J. Van Kauwenbergh**, 2004. World phosphate deposits. In *Use of Phosphate Rocks for Sustainable Agriculture*. FAO Land and Water Development Division and the International Atomic Energy Agency, Rome.
- McKercher, R. B., y Anderson, G.**, 1989. Organic phosphate sorption by neutral and basic soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 20(7-8), 723-732.

McLaughlin, A., y P. Mineau, 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55(3), 201-212.

Miller, S. S., Liu, J., Allan, D. L., Menzhuber, C. J., Fedorova, M. y Vance, C. P., 2001. Molecular control of acid phosphatase secretion into the rhizosphere of proteoid roots from phosphorus-stressed white lupin. *Plant Physiology*, 127(2), 594-606.

Mohammadi, K., 2012. Phosphorus solubilizing bacteria: occurrence, mechanisms and their role in crop production. *Resour Environ*, 2(1), 80-85.

Mondino, A., 2015. Procesos químicos en los suelos. Su impacto en la salud ambiental. Dosis de fertilizantes, bionutrientes disponibles en suelos agrícolas de la provincia de Santa Fe. Tesis de Grado Académico para la obtención de Magíster en Salud Ambiental. Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Litoral (UNL). Argentina.

Moreno, L., D. González, C. Cecena y O. Grimaldo, 2015. Molecular identification of phosphate solubilizing native bacteria isolated from the rhizosphere of *Prosopis glandulosa* in Mexicali valley. *Genetics and Molecular Research* 14(1): 2793-2798.

Mudge, S. R., Rae, A. L., Diatloff, E. y Smith, F. W., 2002. Expression analysis suggests novel roles for members of the Pht1 family of phosphate transporters in *Arabidopsis*. *The Plant Journal*, 31(3), 341-353.

N

Nagarajah, S., Posner, A. M. y Quirk, J. P., 1970. Competitive adsorption of phosphate with polygalacturonate and other organic anions on kaolinite and oxide surfaces. *Nature*, 228(5266), 83.

Naiman, A. D., A. E. Latronico y I. E. García de Salamone, 2009. Inoculation of wheat with *Azospirillum brasilense* and *Pseudomonas fluorescens*: impact on the production and rhizospheric microflora. *European Journal of Soil Biology* 45:44-51.

Neumann, G. y V. Römheld, 1999. Root excretion of carboxylic acids and protons in phosphorus-deficient plants. *Plant and Soil*, 211(1), 121-130.

Neumann, G. y V. Römheld, 2007. The release of root exudates as affected by the plant physiological status. *The rhizosphere: Biochemistry and organic substances at the soil-plant interface*, 2, 23-72.

Neumann, G., 2016. The role of ethylene in plant adaptations for phosphate acquisition in soils—A review. *Frontiers in plant science*, 6, 1224.

Nolan, K. B., Duffin, P. A. y McWeeny, D. J., 1987. Effects of phytate on mineral bioavailability. In vitro studies on Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{3+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} (also Cd^{2+}) solubilities in the presence of phytate. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 40(1), 79-85.

Nye, P. H. y Marriott, F. H. C., 1969. A theoretical study of the distribution of substances around roots resulting from simultaneous diffusion and mass flow. *Plant and Soil*, 30(3), 459-472.

P

Pan, S. C., G. H. Xu, Y. Z. Wu y J. H. Li, 1995. A background survey and future strategies of latrines and nightsoil treatment in rural China. *Journal of Hygiene Research* 24:1-10.

Pant, B. D., Burgos, A., Pant, P., Cuadros-Inostroza, A., Willmitzer, L. y Scheible, W. R., 2015. The transcription factor PHR1 regulates lipid remodeling and triacylglycerol accumulation in *Arabidopsis thaliana* during phosphorus starvation. *Journal of experimental botany*, 66(7), 1907-1918.

Pariasca-Tanaka, J., Vandamme, E., Mori, A., Saito, K., Rose, T.J. y Wissuwa, M., 2015. Does reducing seed P concentrations affect seedling vigor and grain yield of rice? *Plant Soil*, 392, 253-266.

Parniske, M., 2008. Arbuscular mycorrhiza: the mother of plant root endosymbioses. *Nature Reviews Microbiology*, 6(10), 763.

Pedraza, R. O., K. R.S. Teixeira, A. Fernández Scavino, I. García de Salamone, B. E. Baca, R. Azcón, V. L. D. Baldani, y R. Bonilla, 2010. Microorganismos que mejoran el crecimiento de las plantas y la calidad de los suelos. Revisión. *Corpoica. Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 11(2).

Pellegrini, A. E., 2017. Fósforo en el suelo. Macronutriente del suelo Fósforo. Material de cursada de la Cátedra de Edafología. Andrea Edith Pellegrini. FCAYF 2017.

Pfeiffer, D. A., 2006. Eating Fossil Fuels: Oil, Food and the Coming Crisis in Agriculture. New Society Publishers, Canada.

Picone, L., y E. Zamuner, 2002. Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. *Informaciones agronómicas del cono sur*, 16, 11-15.

Plaxton, W. C., y H. T. Tran, 2011. Metabolic adaptations of phosphate-starved plants. *Plant Physiology*, 156(3), 1006-1015.

Playsted, C. W., Johnston, M. E., Ramage, C. M., Edwards, D. G., Cawthray, G. R. y Lambers, H., 2006. Functional significance of dauciform roots: exudation of carboxylates and acid phosphatase under phosphorus deficiency in *Caustis blakei* (Cyperaceae). *New Phytologist*, 170(3), 491-500.

Plesner, L., 1995. Ecto-ATPases: identities and functions. In *International review of cytology* (Vol. 158, pp. 141-214). Academic Press.

R

Raboy, V., 2007. Seed phosphorus and the development of low-phytate crops. In: *Inositol phosphates: linking agriculture and the environment*. Editores: Turner, B., Richardson, A. y Mullaney, E. Wallingford, UK: CABI, 111-132.

Raboy, V., 2009. Approaches and challenges to engineering seed phytate and total phosphorus. *Plant Science*, 177(4), 281-296.

Raghothama, K. G. y A. S. Karthikeyan, 2005. Phosphate acquisition. *Plant and Soil*, 274(1-2), 37.

Ramaekers, L., Remans, R., Rao, I. M., Blair, M. W., y Vanderleyden, J., 2010. Strategies for improving phosphorus acquisition efficiency of crop plants. *Field Crops Research*, 117(2-3), 169-176.

Ramírez, R., 2006. Eficiencia del uso del fósforo de la roca fosfórica por cultivares de maíz. *Interciencia*, 31(1), 45-49.

Ramirez, R., y M. Lopez, 2000. Agronomic effectiveness of phosphate rock and superphosphate for aluminum-tolerant and non-tolerant sorghum cultivars. *Communications in soil science and plant analysis*, 31(9-10), 1169-1178.

Randall, P. J., 1995. Genotypic differences in phosphate uptake. *Genetic manipulation of crop plants to enhance integrated management in cropping systems*, 1, 31-47.

Randall, P. J., Hayes, J. E., Hocking, P. J., y Richardson, A. E., 2001. Root exudates in phosphorus acquisition by plants. In *Plant Nutrient Acquisition*. pp. 71-100. Springer, Tokyo.

Rausch, C., y Bucher, M., 2002. Molecular mechanisms of phosphate transport in plants. *Planta*, 216(1), 23-37.

Restrepo-Franco, G. M., S. Marulanda-Moreno, Y. de la Fe-Pérez, A. Díaz-de la Osa, V. Lucia-Baldani y A. Hernández-Rodríguez, 2015. Bacterias solubilizadoras de fosfato y sus potencialidades de uso en la promoción del crecimiento de cultivos de importancia económica. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 46(1).

Richardson A. E., George, T. S., Hens, M. y Simpson, R. J., 2005. Utilisation of soil organic phosphorus by higher plants. In 'Organic phosphorus in the environment'. Eds BL Turner, E Frossard, DS Baldwin. pp. 165-184. CABI: Wallingford, UK.

Richardson A. E., Hocking, P. J., Simpson, R. J. y George, T. S., 2009. Plant mechanisms to optimise access to soil phosphorus. *Crop Pasture Sci* 60: 124-143.

- Richardson, A. E. y R. J. Simpson**, 2011. Soil microorganisms mediating phosphorus availability. *Plant Physiol.*
- Richardson, A. E.**, 1994. Soil microorganisms and phosphorus availability. En: 'Management of the soil biota in sustainable farming systems'. Editores: C. E. Pankhurst, B. M. Doube, V. V. S. R. Gupta y P. R. Grace. pp. 50–62. CSIRO Publishing: Melbourne.
- Richardson, A. E., Hadobas, P. A., Hayes, J. E., O'Hara, C. P., Simpson, R. J.**, 2001. Utilization of phosphorus by pasture plants supplied with myo-inositol hexaphosphate is enhanced by the presence of soil microorganisms. *Plant and Soil* 229, 47–56.
- Richardson, A. E., Hadobas, P. A., y Hayes, J. E.**, 2001. Extracellular secretion of Aspergillus phytase from Arabidopsis roots enables plants to obtain phosphorus from phytate. *The Plant Journal*, 25(6), 641-649.
- Richardson, A. E., Lynch, J. P., Ryan, P. R., Delhaize, E., Smith, F. A., Smith, S. E., Harvey, P. R., Ryan, M. H., Veneklaas, E. J., Lambers, H., Oberson, A., Culvenor, R. A. y Simpson, R. J.**, 2011. Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. *Plant and soil*, 349(1-2), 121-156.
- Richardson, A. E., y Simpson, R. J.**, 2011. Soil microorganisms mediating phosphorus availability update on microbial phosphorus. *Plant physiology*, 156(3), 989-996.
- Robinson, D.**, 1994. The responses of plants to non-uniform supplies of nutrients. *New Phytologist* 127, 635–674.
- Robinson, D.**, 1996. Resource capture by localised root proliferation: why do roots bother? *Annals of Botany* 77, 179–186.
- Rodríguez, H., Fraga, R., González, T., & Bashan, Y.**, 2006. Genetics of phosphate solubilization and its potential applications for improving plant growth-promoting bacteria. *Plant and soil*, 287(1-2), 15-21.
- Rose, T.J. y M. Wissuwa**, 2012. Rethinking internal phosphorus utilization efficiency (PUE): A new approach is needed to improve PUE in grain crops. *Adv Agron.* 116, 183 - 215.
- Rose, T.J., Liu, L. y Wissuw, M.**, 2013. Improving phosphorus efficiency in cereal crops: Is breeding for reduced grain phosphorus concentration part of the solution? *Front Plant Sci.* 4, article 444.
- Rose, T.J., Pariasca-Tanaka, J., Rose, M.T., Fukuta, Y. y Wissuwa, M.**, 2010. Genotypic variation in grain phosphorus concentration; and opportunities to improve P-use efficiency in rice. *Field Crops Res.* 119, 154 - 160.
- Rosmarin, A.**, 2004. The Precarious Geopolitics of Phosphorous, Down to Earth: Science and Environment *Fortnightly*. pp. 27 - 31.

S

- Sainz Rozas H., H. Echeverría y H. Angelini**, 2010. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de las regiones Pampeana y extrapampeana de Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 2:1-7. IPNI.
- Salvagiotti F., G. Gerster, S. Bacigaluppo, J. Castellarín, C. Galarza, N. González, V. Gudelj, O. Novello, H. Pedrol y P. Vallote**, 2005. Efectos residuales y directos de fósforo y azufre en el rendimiento de soja de segunda. *Ciencia del Suelo* 22(2): 92-101.
- Sample, E. C., Soper, R. J., y Racz, G. J.**, 1980). Reactions of phosphate fertilizers in soils. In "The Role of Phosphorus in Agriculture" (F. E. Khasawneh, E. C. Sample, and E. J. Kamprath, Eds.), pp. 263-310. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI.
- Sanyal S. y S. De Datta**, 1991. Chemistry of phosphorus transformations in soil. *Advances in Soil Science.* 16: 1-120.
- Shane, M. W. y Lambers, H.**, 2005. Cluster roots: a curiosity in context. *Plant Soil*, 274:101-125.

Shane, M. W., Cawthray, G. R., Cramer, M. D., Kuo, J., y Lambers, H., 2006. Specialized 'dauciform' roots of Cyperaceae are structurally distinct, but functionally analogous with 'cluster' roots. *Plant, Cell & Environment*, 29(10), 1989-1999.

Sheldon, 1987. Industrial minerals – with emphasis on phosphates rock. En: McLaren & Skinner (ed.). *Resources and World Development*. Jhon Wiley & Sons, New York.

Shen, H., Chen, J., Wang, Z., Yang, C., Sasaki, T., Yamamoto, Y., Matsumoto, H. y Yan, X., 2006. Root plasma membrane H⁺-ATPase is involved in the adaptation of soybean to phosphorus starvation. *Journal of Experimental Botany*, 57(6), 1353-1362.

Shen, J. B., Yuan, L. X., Zhang, J. L., Li, H. G., Bai, Z. H., Chen, X. P., Zhang, W. F. y Zhang, F. S., 2011. Phosphorus dynamics: from soil to plant. *Plant Physiology* 156: 997–1005.

Shen, J., Rengel, Z., Tang, C., y Zhang, F., 2003. Role of phosphorus nutrition in development of cluster roots and release of carboxylates in soil-grown *Lupinus albus*. *Plant and Soil*, 248(1-2), 199-206.

Shenoy, V. V., y Kalagudi, G. M., 2005. Enhancing plant phosphorus use efficiency for sustainable cropping. *Biotechnology advances*, 23(7-8), 501-513.

Silberbush, M., y Barber, S. A., 1983. Sensitivity of simulated phosphorus uptake to parameters used by a mechanistic-mathematical model. *Plant and soil*, 74(1), 93-100.

Simbaña, B., 2010. Aislamiento, selección, adaptación, preservación de microorganismos solubilizadores de fosfatos insolubles. UCE. Facultad de Ciencias Químicas. Quito. Ecuador.

Simpson, J. R., y Pinkerton, A., 1989. Fluctuations in soil moisture, and plant uptake of surface applied phosphate. *Fertilizer research*, 20(2), 101-108.

Simpson, R. J., A. Oberson, R. A. Culvenor, M. H. Ryan, E. J. Veneklaas, H. Lambers, J. P. Lynch, P. R. Ryan, E. Delhaize, F. A. Smith, S. E. Smith, P. R. Harvey, A. E. Richardson, 2011. Strategies and agronomic interventions to improve the phosphorus-use efficiency of farming systems. *Plant and Soil*, 349(1-2), 89-120.

Sinclair, T. R., 1998. Historical changes in harvest index and crop nitrogen accumulation. *Crop Science*, 38(3), 638-643.

Sinjagin, I. I., 1962. The effect of the inter-relation of plants of the same species on the nutrition process. *Vestn. SH Nauki*, 7, 127-133.

SIWI-IWMI, 2004. Water—More Nutrition Per Drop, Towards Sustainable Food Production and Consumption Patterns in a Rapidly Changing World. Stockholm International Water Institute, Stockholm.

Smil, V., 2000a. *Feeding the World: A Challenge for the 21st Century*. The MIT Press, Cambridge.

Smil, V., 2000b. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 25, 53–88.

Smil, V., 2002. Phosphorus: global transfers. In: Douglas, P.I. (Ed.), *Encyclopedia of Global Environmental Change*. John Wiley & Sons, Chichester.

Smith, R. J., Hopper, S. D., y Shane, M. W., 2011. Sand-binding roots in Haemodoraceae: global survey and morphology in a phylogenetic context. *Plant and soil*, 348(1-2), 453.

Soil Association, 2010. A rock and a hard place: peak phosphorus and the threat to our food security. Soil Association UK, Bristol.

Steen, I., 1998. Phosphorus availability in the 21st Century: management of a nonrenewable resource. *Phosphorus and Potassium* 217, 25–31.

Stewart, J. W. B. y Sharpley, A. N., 1987. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. In "Soil Fertility and Organic Matter as Critical Components of Production Systems." Soil Science Society of America, St. Paul, MN.

Stewart, W., Hammond, L. y Kauwenbergh, S.J.V., 2005. Phosphorus as a Natural Resource. *Phosphorus: Agriculture and the Environment*, Agronomy Monograph No. 46. Madison, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America.

Suñer, L. y Juan Alberto Galantini, J. A., 2018. El fósforo en agroecosistemas de Argentina. Implicancias para la producción sustentable. Disponible en: <http://www.boletin.cerzos-conicet.gob.ar/index.php/articulos/el-fosforo-en-agroecosistemas-de-argentina>

Sutton, M.A., Bleeker, A., Howard, C.M., Bekunda, M., Grizzetti, B., de Vries, W., van Grinsven, H.J.M., Abrol, Y.P., Adhya, T.K., Billen, G., Davidson, E.A., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J.W., Liu, X.J., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., Scholz, R.W., Sims, T., Westhoek, H. y Zhang, F.S., 2013. Our Nutrient World: The Challenge to Produce More Food and Energy with Less Pollution. Global Overview of Nutrient Management. Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management and the International Nitrogen Initiative.

Syers, J. K., Johnston, A. E. y Curtin, D., 2008. Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use - reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin 18. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.

T

Tang C., P. Hinsinger, J. J. Drevon y B. Jaillard, 2001. Phosphorus Deficiency Impairs Early Nodule Functioning and Enhances Proton Release in Roots of *Medicago truncatula* L., Annals of Botany, Volume 88, Issue 1,1: pp. 131–138.

Tarafdar, J. C. y Marschner, H., 1995. Dual inoculation with *Azospirillum fumigatus* and *Glomus mossae* enhances biomass production and nutrient uptake in wheat (*Triticum aestivum* L.) supplied with organic phosphorus as Na-phytate. Plant and Soil 173: pp. 97-102, 1995.

Tarafdar, J. C., y Marschner, H., 1994. Phosphatase activity in the rhizosphere and hyphosphere of VA mycorrhizal wheat supplied with inorganic and organic phosphorus. Soil Biology and Biochemistry, 26(3), 387-395.

Tasistro A., 2017. "Aspectos básicos del manejo de P". IPNI Mexico y America central. Disponible en: <http://slideplayer.es/slide/2970150/>

The Norwegian Support Committee for Western Sahara, 2007. One more shipping company quits Western Sahara assignments. Disponible en: http://www.vest-sahara.no/index.php?parse_news=single&cat=49&art=949.

Thomas, C., Sun, Y., Naus, K., Lloyd, A. y Roux, S., 1999. Apyrase functions in plant phosphate nutrition and mobilizes phosphate from extracellular ATP. Plant Physiology, 119(2), 543-552.

Tiessen, H., 2003. Ciclado y disponibilidad de fósforo: Manejando procesos y cantidades. Simposio "El fósforo en la Agricultura Argentina". IPNI Cono Sur. Rosario, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

Tinker, P. B., y Nye, P. H., 2000. Solute movement in the rhizosphere. Oxford University Press.

Torbert, H. A., Potter, K. N., Hoffman, D. W., Gerik, T. J., y Richardson, C. W., 1999. Surface residue and soil moisture affect fertilizer loss in simulated runoff on a heavy clay soil. Agronomy Journal, 91(4), 606-612.

Troeh, F.R., Hobbs, J. A., y Donahue, R.L., 1991. Soil and Water Conservation. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Turner, B. L., Mahieu, N., Condron, L. M., 2003. The phosphorus composition of temperate pasture soils determined by NaOH-EDTA extraction and solution P-31 NMR spectroscopy. Org. Geochem. 34: 1199 - 1210.

Tye, A. J., Siu, F. K., Leung, T. Y. y Lim, B. L., 2002. Molecular cloning and the biochemical characterization of two novel phytases from *Bacillus subtilis* 168 and *Bacillus licheniformis*. Appl. Microbiol. Biotechnol. 59: pp.190-197, 2002

U

Ullrich-Eberius, C. I., Novacky, A. y Van Bel, A. J. E., 1984. Phosphate uptake in *Lemna gibba* G1: energetics and kinetics. *Planta*, 161(1), 46-52.

UNIDO e IFDC (United Nations Industrial Development Organization), 1998. Fertilizer manual. Dordrecht, Países Bajos, Kluwer Academic Publishers.

USGS, 2008. United States Geological Survey. Disponible en: <https://minerals.usgs.gov/>

V

Vance, C. P., Uhde - Stone, C., y Allan, D. L., 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New phytologist*, 157(3), 423-447.

Veneklaas, E. J., H. Lambers, J. Bragg, P. M. Finnegan, C. E. Lovelock, W. C. Plaxton, C. A. Price, W-R. Scheible, M. W. Shane, P. J. White y J. A. Raven, 2012. Opportunities for improving phosphorus - use efficiency in crop plants. *New Phytologist*, 195(2), 306-320.

Vincent, J. B.; Crowder, M. W. y Averill, B. A., 1992. Hydrolysis of phosphate monoesters: a biological problem with multiple chemical solution. *Trends. Biochem Sci* 17: pp.105-110, 1992.

Von Uexküll, H.R. y Mutert, E., 1995. *Plant Soil*. 171: 1.
<https://doi.org/10.1007/BF00009558>

W

Wallace, T., 1951. The diagnosis of mineral deficiencies in plants by visual symptoms. His Majesty'S Stationery.

Wang, C., Yue, W., Ying, Y., Wang, S., Secco, D., Liu, Y., Whelan, J., Tyerman, S.D. & Shou, H. (2015a). Rice SPX-Major Facilitator Superfamily3, a vacuolar phosphate efflux transporter, is involved in maintaining phosphate homeostasis in rice. *Plant Physiol*. 169, 2822-2831.

Wang, F., Rose, T. J., Jeong, K., Kretzschmar, T. y Wissuwa, M., 2015b. The knowns and unknowns of P loading into grains - and implications for P efficiency in cropping systems. *J Exp Bot*. doi:10.1093/jxb/erv517.

Wang, T. y Guidotti, G., 1996. CD39 is an Ecto - (Ca²⁺, Mg²⁺) - ATPase. *J. Biol. Chem*. 271: 9898 – 9901.

Wang, X., Shen, J., Liao, H., 2010. Acquisition or utilisation, which is more critical for enhancing phosphorus efficiency in modern crops? *Plant Science* 179: 302–306

Wang, Z. Y., Kelly, J. M. y Kovar, J. L., 2004). In situ dynamics of phosphorus in the rhizosphere solution of five species. *Journal of environmental quality*, 33(4), 1387-1392.

White, J., 2000. Introduction to Biogeochemical Cycles (Ch.4) Department of Geological Sciences, University of Colorado Boulder.

White, P. J., y P. H. Brown, 2010. Plant nutrition for sustainable development and global health. *Annals of botany*, 105(7), 1073-1080.

WHO, 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4: Excreta and Greywater Use in Agriculture, World Health Organisation.

Wichern, F., Mayer, J., Joergensen, R. G. y Muller, T., 2007. Release of C and N from roots of peas and oats and their availability to soil microorganisms. *Soil Biol Biochem* 39: 2829 - 2839.

WSRW, 2007. The Phosphate Exports, Western Sahara Resource Watch.
<http://www.wsrw.org/index.php?cat=117&art=521>.

Y

- Yadav, R. S. y Tarafdar, J. C.**, 2003. Phytase and phosphatase producing fungi in arid and semi-arid soils and their efficiency in hydrolyzing different organic P compounds. *Soil Biol Biochem* 35:745 – 751.
- Ye, H., Zhang, X.Q., Broughton, S., Westcott, S., Wu, D., Lance, R. y Li, C.**, 2011. A nonsense mutation in a putative sulphate transporter gene results in low phytic acid in barley. *Funct Integr Genomics*, 11, 103-110.

Z

- Zhu, J. M., Kaeppler, S. M. y Lynch, J. P.**, 2005. Mapping of QTL for lateral root branching and length in maize (*Zea mays* L.) under differential phosphorus supply. *Theor Appl Genet* 111:688 - 695
- Zhu, X. F., Wang, Z. W., Wan, J. X., Sun, Y., Wu, Y. R., Li, G. X., Shen, R. F. y Zheng, S. J.**, 2015. Pectin enhances rice (*Oryza sativa*) root phosphorus remobilization. *Journal of Experimental Botany* 66, 1017 - 1024.
- Zhu, X. F., Zhu, C. Q., Wang, C., Dong, X. Y. y Shen, R. F.**, 2017. Nitric oxide acts upstream of ethylene in cell wall phosphorus reutilization in phosphorus-deficient rice. *Journal of experimental botany*, 68(3), 753-760.
- Zhu, X. F., Zhu, C. Q., Zhao, X. S., Zheng, S. J. y Shen, R. F.**, 2016. Ethylene is involved in root phosphorus remobilization in rice (*Oryza sativa*) by regulating cell-wall pectin and enhancing phosphate translocation to shoots. *Annals of botany*, 118(4), 645-653.